



İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

**BELGRAD ORMANINDA YAĞIŞLARIN,
AKARSULARIN KALİTE PARAMETRELERİ
ÜZERİNDEKİ ETKİLERİ**

Yusuf SERENGİL

**Orman Mühendisliği Anabilim Dalı
(Havza Amenajmanı Programı)**

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

Danışman

Prof.Dr.Süleyman ÖZHAN

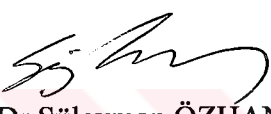
Mart, 2002

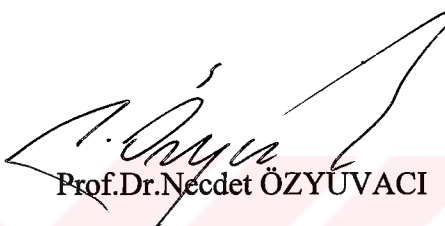
İSTANBUL

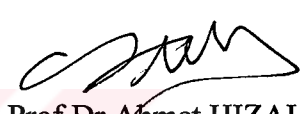
**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

121181

Bu çalışma 11.03.2002 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Orman Mühendisliği Anabilim Dalı Havza Amenajmanı programında Doktora Tezi olarak kabul edilmiştir.


Prof. Dr. Süleyman ÖZHAN
Danışman


Prof. Dr. Necdet ÖZYUVACI


Prof. Dr. Ahmet HIZAL


Prof. Dr. Ethem Gönenc


Doç. Dr. Refik KARAGÜL

ÖNSÖZ

“Belgrad Ormanında Yağışların, Akarsuların Kalite Parametreleri Üzerindeki Etkileri” adlı bu araştırma İ.Ü.Fen Bilimleri Enstitüsü, Orman Mühendisliği Bölümü, Havza Amenajmanı programında doktora tezi olarak hazırlanmıştır.

Çalışma boyunca değerli düşünce ve önerileriyle beni yönlendiren, her türlü destek ve yardımı esirgemeyen hocam ve danışmanım sayın Prof.Dr.Süleyman ÖZHAN’ a teşekkür ederim.

Gerek lisans üstü eğitimim, gerekse bu araştırmanın her aşamasında değerli bilgilerini benimle paylaşan sayın hocalarım Prof.Dr.Necdet ÖZYUVACI, Prof.Dr.Ahmet HIZAL, Prof.Dr.Kamil ŞENGÖNÜL ve Yrd.Doç.Dr.Ferhat GÖKBULAK’ a teşekkürlerimi sunarım.

Tezin arazi ve laboratuvar çalışmalarında çok değerli katkılarda bulunan Ar.Gör. Selma YAŞAR, Ar.Gör.Tülay ÇERÇİ, kimyager Ümit KILIÇ ve laborant Tahsin AKTAŞ’ a teşekkür borçluyum.

Ayrıca literatür sağlama, planlama ve veri değerlendirme aşamalarında katkıda bulunan emekli hocamız Dr.Nihat BALCI, USDA Coweeta Hidroloji Laboratuvar Müdürü Dr.Wayne SWANK, Dr.James VOSE, Dr.Jennifer KNOEPP, Dr.Mark REIDEL ve Dr. Manuel MAAS’ a teşekkür ederim.

Yusuf SERENGİL

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	I
İÇİNDEKİLER	II
ŞEKİL LİSTESİ	V
TABLO LİSTESİ	VII
ÖZET	IX
SUMMARY	XII
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ	3
2.1. Ilıman Kuşak Yapraklı Orman Ekosistemlerinde Besin Maddesi Döngüleri	3
2.1.1. Makro Besin Elementleri	3
2.1.1.1. Azot Döngüsü	3
2.1.1.2. Kükürt Döngüsü	5
2.1.1.2.1. Atmosferik Birikim ve Tepe Çatısı Etkileşimi	10
2.1.1.2.2. Kükürt Bileşiklerinin Çeşitli Orman Ekosistemlerindeki Döngüsü	11
2.1.1.2.3. Tepe Çatısından Damlama ve Gövdeden Akış (DGA)	12
2.1.1.3. Fosfor Döngüsü	13
2.1.1.3.1. Toprakta fosfor döngüsü	14
2.1.1.3.1.1. Toprakta inorganik fosfor	15
2.1.1.4. Baz Katyonlar	16
2.1.1.4. Atmosferik Birikim	18
2.1.1.4.1. Kuru Depolama	18
2.1.1.4.2. Islak (Yağmur ve kar) depolama	18
2.1.1.4.1.3. Toplam Depolama	18
2.2. Asit Birikimi ve Etkileri	19
2.2.1. Asit Birikiminin Kaynağı ve Dağılımı	21
2.2.2. Ekosistem üzerindeki etkiler	21
2.2.3. Topraklar	22
2.2.4. Orman Ekosistemleri	23
2.2.5. Su ekosistemleri	25
3. MATERYAL VE METOD	27
3.1. Araştırma Alanının Tanıtımı	27

3.1.1. Mevkii ve Örnekleme Noktaları	27
3.1.2. İklim	28
3.1.2.1. Sıcaklık	28
3.1.2.2. Yağış	29
3.1.2.3. Bağıl Nem	29
3.1.2.4. İklim Tipi	29
3.1.3. Vejetasyon	29
3.1.4. Jeolojik Yapı ve Toprak	30
3.1.5. Araştırma Alanının Fizyografik Özellikleri	30
Ortalama yükseklik	30
Ortalama eğim	32
Havzaların Şekli	32
Havzaların Drenaj Durumu	33
3.2. Hidrolojik Değerlendirme ve Akım Tahmini	35
3.2.1. Yağış Özellikleri	35
3.2.2. Akım Tahmini	36
3.3. Arazi Yöntemleri	46
3.3.1. Lizimetrelerin Kurulması	46
3.3.2. Toprak Örneklerinin Alınması	46
3.3.3. Su Örneklerinin Alınması	46
3.4. Laboratuvar Yöntemleri	47
3.4.1. Su Örneklerinin Analizi	47
3.4.2. Toprak Örneklerinin Analizi	47
3.5. Ön Çalışmalar	50
3.5.1. Tepe çatısından damlama	50
3.5.2. Yağış, yüzeysel akış ve dere akışı	51
3.5.3. Yağış örnekleme yerinin belirlenmesi	51
3.5.4. Kar tabakalarında örnekleme	52
3.5.5. Arazi – Laboratuvar karşılaştırması	54
3.5.6. Laboratuvar lizimetre denemesi	54
3.5.7. Yağış suları ile hazırlanan toprak çözeltilerinin analizleri	56
4. BULGULAR	58
4.1. Hidrojen İyonu Birikimi ve Asit Yağışlar	58
4.2. Hidrojen İyonunun Havzalarda Birikme Düzeyi	61
4.3. Belgrad Ormanına Düşen Yağışların Kimyasal Kompozisyonu	62
4.4. Bazı Ölü Örtü ve Toprak Özellikleri	68
4.4.1. Ölü Örtü Özellikleri	68
pH	68
Elektriksel İletkenlik (EI)	70

4.4.2. Toprak Özellikleri	70
<i>pH</i>	70
<i>Eİ (Elektriksel iletkenlik)</i>	72
<i>Ateşte Kayıp</i>	73
<i>Kil Fraksiyon Oranı</i>	73
<i>Toz Fraksiyon Oranı</i>	74
<i>Kum Fraksiyon Oranı</i>	75
<i>Tekstür ve hidrolik özellikler</i>	75
<i>Kasyon Değişim Kapasitesi (KDK) ve Baz Doygunluğu (BD)</i>	76
<i>Değişebilir Kalsiyum (Ca^{++})</i>	76
<i>Değişebilir Magnezyum (Mg^{++})</i>	77
<i>Değişebilir Potasyum (K^+)</i>	78
<i>Değişebilir Sodyum (Na^+)</i>	78
<i>Değişebilir Alüminyum (Al^{+3})</i>	79
<i>Değişebilir Hidrojen (H^+)</i>	80
<i>Etkin Kasyon Değişim Kapasitesi (EKDK)</i>	80
<i>Baz Doygunluğu (BD)</i>	81
4.4.3. Toprak özellikleri arasındaki doğrusal ilişkiler	82
4.5. Lizimetre Çalışması Bulguları	86
4.6. Bazı Önemli Anyon ve Katyonlar İçin Hipotetik Döngüler	91
4.6.1. Asit katyonlar	91
<i>Hidrojen (H^+)</i>	91
<i>Demir ($^{+2,+3}$)</i>	94
<i>Amonyum (NH_4^+)</i>	95
4.6.2. Baz katyonlar	96
<i>Magnezyum (Mg^{+2})</i>	96
<i>Potasyum (K^+)</i>	98
<i>Sodyum (Na^+)</i>	99
4.6.3. Önemli Anyonlar	100
<i>Nitrat (NO_3^-)</i>	100
<i>Fosfat ($PO_4^{+2,-3}$)</i>	101
<i>Sülfat (SO_4^{-2})</i>	102
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	104
6. YARARLANILAN KAYNAKLAR	115
7. ÖZGEÇMİŞ	127

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 1. Orman ekosistemlerinde kükürt döngüsü ([35]' ten değiştirilerek).	10
Şekil 2. Atmosferik kükürt birikiminin orman tepe çatısıyla etkileşimi ([46] dan değiştirilerek).	11
Şekil 3. Toprakta fosfor döngüsü [4].	15
Şekil 4. Orman ekosisteminin asit birikimine karşı direnci [58].	20
Şekil 5. Araştırma havzalarının coğrafik konumu.	27
Şekil 6. Araştırma havzalarının yer aldığı jeolojik yapı.	31
Şekil 7. Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerine göre yağış olasılık grafiği.	36
Şekil 8. Havza A ve B' nin akış katsayılarında 1980-93 yılları arasında meydana gelen değişimler.	39
Şekil 9. Ortadere 1 numaralı araştırma havzası için (Havza A) yıllık (1979-93) yağış-akış verilerinin kros-korelasyon katsayılarıyla oluşturulan korelogram.	40
Şekil 10. Havza A yıllık akış katsayıları.	41
Şekil 11. Havza A yıllık yağış ve akış değerleri (1979-1993 su yılları için).	41
Şekil 12. Oluşturulan stokastik modelin havza A 1979-1987 arası gerçek akış verileriyle karşılaştırması.	45
Şekil 13. Laboratuvarda gerçekleştirilen lizimetre denemesi için hazırlanan basit düzenek.	55
Şekil 14. pH değerlerinin frekans dağılımı.	59
Şekil 15. Araştırma havzalarındaki hidrojen iyonu birikimi.	62
Şekil 16. Havza C' ye ait ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı.	69
Şekil 17. Havza D' e ait ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı.	69
Şekil 18. Değişebilir kalsiyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	77
Şekil 19. Değişebilir magnezyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	77
Şekil 20. Değişebilir potasyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	78
Şekil 21. Değişebilir sodyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	79
Şekil 22. Değişebilir alüminyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	79
Şekil 23. Hidrojen iyonu miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.	80
Şekil 24. KDK' nin toprak profili boyunca değişimi.	81

Şekil 25. BD' nin toprak profili boyunca değişimi. _____	81
Şekil 26. A horizonunda KDK üzerindeki KY etkisi. _____	86
Şekil 27. Hidrojen iyonu konsantrasyonunun ekosistemin farklı katmanlarındaki değişimi. ____	91
Şekil 28. Alüminyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	93
Şekil 29. Demir' in 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	95
Şekil 30. Amonyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	96
Şekil 31. Magnezyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	97
Şekil 32. Potasyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	98
Şekil 33. Sodyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	99
Şekil 34. Nitrat' ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	101
Şekil 35. Fosfat' ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	102
Şekil 36. Sülfat' ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. _____	103
Şekil 37. Büyükbent suyundaki DO değerlerinin yıl içerisindeki seyri. _____	112
Şekil 38. Yağış, dere ve bent sularının pH değerlerinin yıl içerisindeki değişimi. _____	114

TABLO LİSTESİ

Tablo 1. Loch Chon (İskoçya) havzasına ait hidrokimyasal veriler [74].	25
Tablo 2. Kelty (İskoçya) havzasına ait hidrokimyasal veriler [74].	26
Tablo 3. Su örnekleme noktalarının koordinat değerleri.	28
Tablo 4. Bölgedeki yağışın bazı istatistiksel özellikleri.	35
Tablo 5. Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerine göre günlük herhangi bir yağış miktarından daha yüksek yağış oluşma olasılıkları.	35
Tablo 6. Yıllık yağış-akış değerleri arasındaki kroskorelasyonlar.	42
Tablo 7. Belgrad Ormanı bölgesi için geliştirilen yağış-akış denklemleri.	44
Tablo 8. Geliştirilen model ve Thorntwaite yöntemi ile yapılan akım tahminleri.	45
Tablo 9. Yağış ve tepe çatısından damlamaya ait ölçülen değerler.	50
Tablo 10. Fakülte içi ve orman çevresinde yapılan örneklemelerin karşılaştırılması.	52
Tablo 11. Kar tabakasının farklı derinliklerinden alınan örneklerin analizleri.	52
Tablo 12. Arazide ve laboratuvarda yapılan ölçümlerin karşılaştırması.	54
Tablo 13. Laboratuvar lizimetre denemesinin sonuçları.	55
Tablo 14. Yıl içerisindeki herhangi bir yağış olayında bazı değerlerden daha düşük pH ölçülme olasılıkları.	59
Tablo 15. Yağış, dere ve bent sularının ortalama ve ağırlıklı ortalama pH değerleri.	61
Tablo 16. Yağış suyundaki iyon konsantrasyonları.	63
Tablo 17. Yağışla meydana gelen iyon birikimleri.	64
Tablo 18. [100] tarafından Flanders (Belçika)' de gerçekleştirilen araştırmaya ait sonuçlar.	65
Tablo 19. Dünyanın farklı yerlerinde ölçülen potasyum birikimleri.	66
Tablo 20. Dünyanın farklı yerlerinde ölçülen sodyum birikimleri.	67
Tablo 21. Ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	68
Tablo 22. Ölü örtü El değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	70
Tablo 23. 0-20 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	71
Tablo 24. 20-60 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	71

Tablo 25. 60-90 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	72
Tablo 26. Toprak örneklerinin Eİ değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	72
Tablo 27. Toprak örneklerinin ateşte kayıp değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	73
Tablo 28. Toprak örneklerinin kil yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	74
Tablo 29. Toprak örneklerinin toz yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	74
Tablo 30. Toprak örneklerinin kum yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.	75
Tablo 31. Toprak örneklerinin tekstür ve bazı hidrolik özellikleri.	76
Tablo 32. Toprakların değişebilir katyon içerikleri arasındaki korelasyonlar.	83
Tablo 33. Toprakların değişebilir katyon içerikleri arasındaki korelasyonlar.	83
Tablo 34. Erüz (1980) tarafından yapılan araştırmaya ait sonuçlar [90].	109



ÖZET

Belgrad Ormanında Yağışların, Akarsuların Kalite Parametreleri Üzerindeki Etkileri.

Yağışlarla meydana gelen madde birikimleri doğal ekosistemlere sahip havzalar için önemli bir girdi kaynağı oluşturur. Bu atmosferik kaynak genellikle biyokimyasal ve minerolojik ayrışmanın yavaş olduğu bölgelerde ön plana çıkmakla beraber, denize yatay ve düşey olarak yaklaştıkça miktar olarak artmakta, insan kaynaklı kirleticilerin de katılımıyla önemli düzeylere ulaşmaktadır. Islak depolama olarak ifade edilebilecek olan bu birikimin akış sularının kimyasal kompozisyonuna olan etkisi de doğal olarak yeryüzünün çeşitli bölgelerinde farklılıklar göstermesi beklenir. Doğal bir vejetasyonla kaplı bir havza sisteminin yağışı akışa dönüştürme mekanizması ile ilgili birçok araştırma yapılmış olmasına rağmen bunun kalite yani kimyasal boyutunu ele alan çalışma sayısı oldukça azdır.

Asit yağışların tüm dünyada yaygın bir çevre sorunu olduğu bilinen bir gerçektir. Özellikle Avrupa ülkelerince bu konuda birçok araştırma yürütülmekte (çoğu Avrupa Birliği desteğinde) ve orman ekosistemlerinin işleyişi ve asit birikimine karşı tepkileri incelenmektedir. Belgrad Ormanının içinde yer aldığı bölgede de asit yağışlardan söz edilerek çeşitli yayınlar yapılmış fakat bu yağışların orman ekosistemi üzerindeki etkilerinin incelenmesi konusu ihmal edilmiştir. Bu durum etkiler konusunda birçok spekülasyonun ortaya atılmasına sebep olmuştur.

Bu çalışmada Belgrad Ormanı içerisinde seçilen 2 havzada asit birikiminin etkileri bütünsel olarak ele alınmıştır. Zira ekosistemin canlı ve cansız öğeleri ile asit birikimini etkisiz hale getirme veya nötralize etme mekanizmasının anlaşılması, sistemin işleyişinin tam olarak anlaşılmasına bağlıdır. Aşağıda belirtilen çalışmalar ile asit birikiminin önemli bileşenleri olan iyonların farklı ekosistem katmanlarındaki davranışları belirlenmeye çalışılmıştır. Oldukça basit gibi görünen bu yaklaşım tarzı gerçekte çok kontrollü ve uzun süreli çalışmaları gerektirmektedir. Bu araştırma, daha kapsamlı çalışmalara bir başlangıç olması bakımından önemli bir adım olarak görülmelidir. Araştırma kapsamında yapılan ve İ.Ü.Araştırma Fonunca 2 farklı araştırma projesi ile desteklenen arazi ve laboratuvar çalışmaları şunlardır;

- Ön çalışmalar. Konuyla yöresel koşullar arasında ilişki kurarak arazi ve laboratuvar çalışmalarıyla ilgili teknikler geliştirmek amacıyla yapılan ve esas çalışmalara yön verici nitelikteki çalışmalar.

- Seçilen havzaların sularını boşaltan dereler üzerinde 5 farklı noktadan 2 su yılı boyunca yapılan izleme çalışması. Bu izleme sürecinde 51 kez örnekleme yapılmış ve birçok su kalitesi parametresinin analizi gerçekleştirilmiştir.
- Yağış örneklerinin analizi. Yağmur ve kar örneklerinde kalite parametreleriyle ilgili analizler yapılmıştır. Bu bağlamda 62 kez örnekleme ve analiz yapılmıştır.
- Sistematik grid örnekleme deseni ile C Havzasında 38, D Havzasında 35 noktadan ölü örtü ve toprak profilinin 3 derinlik kademesinden (0-20, 20-60, 60-90 cm) alınan toprak örnekleri üzerinde yapılan analizler. Bu analizler asit birikimi ile ilgili, fiziksel ağırlıklı toprak özelliklerinin belirlenmesi için yapılmıştır.
- Yukarıda belirtilen derinlik kademelerinin herbirinden alınan 20'şer toprak örneğinde (toplam 60) değişebilir katyonların (Ca, Mg, K, Na, Al, H) ayrı ayrı belirlenmesi ve böylece etkin katyon değişim kapasitesinin ve baz doygunluğunun bulunması.
- Seramik tabanlı örnekleyiciler (lizimetre) ile farklı derinlik kademelerinden (20-60-90 cm) toprak suyunun alınması ve analizi. Bu çalışmada 10 kez örnekleme yapılmış ve yine önemli anyon ve katyonlar belirlenerek topraktaki hareketleri incelenmiştir.

Gerçekleştirilen kimyasal ve fiziksel analizler ışığında elde edilen sonuçlar şu şekilde özetlenebilir;

- Belgrad Ormanında bir asit yağış olgusu vardır ve bu olgu kış aylarında gözlenmektedir. Yağışla sadece hidrojen içeren asidik bileşikler değil, aynı zamanda önemli miktarda baz katyon da sisteme girmektedir. Kuru depolama bu araştırmada ölçülmemiştir, fakat ileride mutlaka ele alınması gereken bir konudur.
- Bu yağışlar ormanların devamlılığı ve sağlığı bakımından hiçbir olumsuzluk yaratmamaktadır, çünkü bölgedeki yapraklı ekosistemler son derece sağlam temellere dayalı madde döngülerini içermektedir. Sistemin çok verimli olması burada önemli rol oynamaktadır. Havzalarda episodik asidifikasyon olgusuna bile rastlanmamıştır.

- Araştırma havzalarının toprakları asidik de olsalar önemli miktarda inorganik baz katyon havuzları içermektedirler. Bu durum bir emniyet kilidi vazifesi görmektedir.
- Toprak suyunda manganez ölçülmemiş olsa da alüminyumun üst toprakta kökler için zararlı etki yaratacak düzeyde hareketlenmediğı ve hemen 20-60 cm derinlikte çökeldiğı belirlenmiştir. Ancak, mikrobiyolojik etkileri olup olmadığı bilinmemektedir.
- Yağış suyunda fosfatın, sülfattan sonra yağış suyundaki en önemli anyon olduğı, buna karşın büyük oranda ekosistem içinde tutulduğı belirlenmiştir. Nitratin da çok fazla yıkanmadığı ve bu nedenle bölgedeki orman ekosisteminin ötrifikasyon yönünden de çok yararlı bir işlevi olduğı ortaya konulmuştur.



SUMMARY

Effects of Precipitation on the Water Quality Parameters of Stream Water in Belgrad Forest.

Acid deposition is accepted as a widespread environmental problem all around the world. Many researches have been conducted in Europe related to this phenomenon. Acid rains have also been observed in Belgrad Forest region and some studies have been done. However, its dimension and influences on forest ecosystems were not studied and this caused many theoretical speculations.

In this study acid deposition effects on ecosystem process in two catchments have been evaluated with a holistic approach in order to understand some important system dynamics. The behavior of hydrogen in different layers of the ecosystem and the buffering mechanism of the catchments could only be understood with such an approach. Actually, a series of serious and long term studies should be employed in order to identify many aspects of this system. However, this research could be thought as a first step. The land and laboratory works done throughout the study are as follows;

- Initial studies were made in order to develop technics related to laboratory and field work.
- A monitoring study was conducted on the streams draining the catchments for 2 water years (1999-00 and 2000-01) and important ions were analyzed (51 times on 5 sampling points).
- Precipitation water was analyzed during the same water years (62 times for the same ions).
- Soil and litter analysis. 73 sampling points were determined in both catchments and soil samples taken from 3 depths have been analyzed for some selected properties related to nutrient cycling. Litter samples taken from the same points have also been analyzed.
- 20 soil samples from each depth (total 60) have been analyzed for their exchangeable cations (Ca, Mg, K, Na, Al, H). Effective cation exchange capacity and base saturation was calculated in this way.

- Soil solution was sampled and analyzed using ceramic cup lysimeters for 10 rain events. Hence, fluxes of some important ions were determined in soil profile.

In the light of the mentioned experiments, the results obtained are as follows;

- Acid deposition is an environmental problem in the region especially in winter months. Deposited particles included not only hydrogen ions but also many anions and cations. Dry deposition is not monitored during the study but should be handled in the future researches.
- According to results, no negative consequences of acid deposition was determined for the sustainability of the forest in the region. Even episodic acidification was not observed in the catchments.
- Although the soils of the catchments were acidic, they had considerably high cation pools which serves as a permanent backup for buffering mechanism.
- Manganese and aluminium are known as toxic elements in certain concentrations. Manganese is not analyzed, but no harmful concentration was detected for aluminium. However it was found that some harmless Al mobilized in the upper horizon of the soil and precipitated in the dept of 20-60. Microbiological influences of this process should be studied.
- Phosphate was found to be the second important anion in precipitation. Forest ecosystem acted as an effective filter for phosphate and nitrate and decreased the enrichment ratio of fluvial system.

1. GİRİŞ

İnsanoğlu varoluşundan bu yana çevresindeki ekolojik sistemleri anlamaya yönelik çaba harcamaktadır. Bunun sonucunda varılan belki de en önemli bulgu doğanın ne kadar karmaşık, doğal olayların da bu karmaşık yapı nedeniyle ne kadar rastlantısal olduğudur.

Doğal sistemlerle ilgili bugüne kadar yapılmış olan binlerce araştırmaya rağmen bildiklerimizin bilmediklerimizle karşılaştırılamayacak kadar az olduğu gerçeğini kabul etmek zorundayız.

Birçok dinamik sisteme nazaran durağan kabul edebileceğimiz ormanlık havzalar bile aslında oldukça karmaşık biyolojik, fiziksel ve kimyasal olayları içerilerinde barındırmaktadırlar.

İlk anda akla gelen soru bu kadar karmaşık bir sistemi araştırmanın gerekli olup olmadığıdır. Ekolojik araştırmalar yalnızca bir merak duygusunu tatmin etme amaçlı değildir. Bilindiği gibi insan vücudunu iyi bilmeden hastalıkların belirlenmesi ve tedavi edilmesi mümkün değildir. Orman ekosistemleri de çoğu insan kaynaklı olan sayısız tehdit ve tehlikelere maruzdur. Ekosistem içi dinamik ve işlemlerin bilinmesi çevre sorunu olarak adlandırılan bu tehlikelerin bertaraf edilmesini ve dolayısıyla geleceğe daha bir güvenle bakmamızı sağlayacaktır.

Ormancılıkla ilgili günümüze dek yapılmış ve halen yapılmakta olan çalışmaların büyük çoğunluğu nedeni değil, sonucu araştırmaya yönelik ve genellikle tanımlama şeklindedir. Bu noktanın ilerisine geçen ve nedeni bulmayı amaçlayan çalışma sayısı ise çok azdır. *Oysaki; doğa neden-sonuç ilişkileri ile örülmüş ve iç içe geçmiş sistemlerin oluşturduğu matematiksel bir bütündür. Doğadaki her olay sayısal olarak açıklanabilir ve doğal olaylar da bu şekilde temsil edilebilir. Günümüz teknolojisiyle rakamların tam olarak birbirini tutması güç olsa da çok uzak olmayan bir gelecekte basit olaylardan başlamak suretiyle tüm doğal olaylar modellenebilecektir.*

Bilindiği gibi doğa araştırmalarının temeli gözlemlere dayanır. Gözlemler hipotezleri, hipotezler de diğer araştırmaları doğurur. Hipotezler, insanlar tarafından doğruluğu kabul edilen bazı gözlemlerin akla ve bilime uygun açıklamasıdır ve araştırmalara temel oluşturur. Belgrad Ormanındaki iki havzada gerçekleştirilen ve hipotetik bazı sonuçları hedefleyen bu araştırma da ekosistemin madde döngüsünü anlamamız yönünde küçük bir adımdır ve önemi, gelecekteki çalışmalara temel oluşturacak olmasında yatmaktadır.

Belgrad Ormanı ülkemiz açısından, ormancılık ve ekoloji ile ilgili en çok çalışmanın gerçekleştirildiği bölge olmasına rağmen madde döngüsü ile ilgili yeterli veri bulunmamaktadır. Dolayısıyla halen birçok ekosistem olayı belirsizliğini korumaktadır. Bu çalışmanın amacı bir veri tabanının oluşturulması değil, eldeki veriler ışığında bir metodolojinin uygulanması ve birtakım temel konuların açıklığa kavuşturulmasıdır.



2. LİTERATÜR ÖZETİ

Yapraklı orman ekosistemlerindeki biyokimyasal olayları anlamak ve asit birikiminin etkilerini belirlemek için öncelikle sistemin devamlılığında rol oynayan ve asit birikimi ile ilişkili element ve bileşiklerin döngü ve davranışları bilinmelidir. Belki de en çok çalışılan element [1] olan azotun ekosistemdeki hareket ve dönüşümleri bile birçok belirsizlik içermektedir. Burada azot, fosfor, sülfat ve baz katyonların özellikle ılıman orman ekosistemlerindeki davranışları ile ilgili yapılmış olan çalışmalar özetlenmeye çalışılmıştır.

İkinci aşamada asit birikiminin ekosistemler üzerindeki etkileri ile ilgili temel bilgiler, son yıllarda yapılmış araştırma sonuçları ile karşılaştırılarak ve tamamlanarak verilmiştir.

2.1. Ilıman Kuşak Yapraklı Orman Ekosistemlerinde Besin Maddesi Döngüleri

Ülkemizde havza sistemini bir bütün olarak ele alıp inceleyen ilk uzun dönemli hidroloji ve ekoloji çalışması İ.Ü.Orman Fakültesi Havza Amenajmanı Anabilim Dalında başlatılmıştır ve ilk sonuçları Balcı ve ark. (1986) ve Balcı ve ark.(1993) tarafından sunulmuştur [2,3]. Bu çalışmalarda ayrıntılı olarak araştırma havzalarını terkeden iyonların yük ve konsantrasyonları akışla ilişkiye getirilerek verilmiştir.

2.1.1.Makro Besin Elementleri

2.1.1.1.Azot Döngüsü

Azot döngüsünün tam olarak anlaşılması için 4 önemli kürede (Hidrosfer, litosfer, atmosfer ve biyosfer) cereyan eden dönüşüm olaylarının iyi bilinmesi gerekmektedir. Yeryüzündeki azotun %98' den fazla bir bölümü litosferde bulunur (çekirdek, volkanik ve sedimenter kayalar veya toprak). Kalan kısım ise atmosfer, hidrosfer ve biyosfere dağılmıştır. Hidrosferde çözülmüş organik veya inorganik N formunda, biyosferde ise moleküler N, organik moleküller, jeolojik materyaller, gazlar ve çözünebilir iyonlar olarak çok farklı yapıda bulunabilir [4].

Azot gerçekte kimyasal ve biyokimyasal olarak çeşitli dönüşümlere uğrayan çok dinamik bir elementtir (çoğunlukla yükseltgenme ve indirgenme ile). Azotun doğadaki yükseltgenme durumu nitrat anyonundaki +5 değerlikten (NO_3^-), -3 değerlikli amonyak (NH_3) ve amonyuma (NH_4^+) kadar değişiklik gösterir [4].

Genel anlamda toprak N döngüsünün 3 temel girdi şekli vardır; atmosferik birikim, biyolojik N fiksasyonu ve ayrışma [5, 6, 7, 8, 9, 10].

Atmosferik birikim yağıştaki ve kuru depolamadaki organik ve inorganik N' yi kapsar [11, 12]. Biyolojik N fiksasyonu atmosferik N₂ gazının NH₃ ve sonra da simbiyotik ve simbiyotik olmayan organizmalarca organik forma dönüştürülmesidir. Ayrışma reaksiyonları ise daha önce bağlanmış veya birikmiş organik veya inorganik stabil (durağan) inorganik veya organik formdan biyolojik veya kimyasal olarak daha aktif N formlarına dönüşmesidir [9, 13]. Topraktan N kaybı; gaz halinde (volatilasyon ve bakteriyel veya kimyasal olarak nitratın denitrifikasyonu ile amonyak, N₂ ve azot oksit formunda), taşınma mekanizmasıyla (suda erimiş N formunda düşey hareketle veya yüzeysel akışta su ve sedimentlerle çoğunlukla nitrat olarak) ve bitkisel alımla (nitrat, amonyum ve nitrit şeklinde) gerçekleşmektedir [14, 15].

Mineralleşme azotun organik formdan (örneğin protein, kitin veya amino şekerler) amonyuma (NH₄⁺) dönüştürülmesini ifade eder [5, 6, 7, 8, 9, 10]. Organik azotun kaynağı hem topraktaki mevcut organik madde hem de gübre ve atıklar olabilir. Bu işlem proteinleri parçalayabilen hücre dışı enzimlere sahip çok çeşitli heterotrofik toprak mikroorganizmaları tarafından gerçekleştirilir (bakteri, mantar ve aktinomiset) [4].

Organik azotun inorganik amonyuma dönüşme reaksiyonları [4] ;

Organik N (*protoliz, aminizasyon*) → Amino-N(R-NH₂)+CO₂+ *Enerji, yan ürünler*

Amino-N(R-NH₂) (*amonifikasyon*) → NH₃ + H₂O → NH₄⁺+OH⁻

Amonyum mineralize olduktan sonra bitkiler tarafından alınabilir, nitrifiye olabilir, toprak mikroorganizmalarınca tutulabilir, amonyak olarak buharlaşabilir (volatilization), kil ve diğer toprak kolloidlerinde değişebilir iyon olarak veya bazı kil minerallerinin yaprak aralarında tutulabilir [16, 17, 18, 19].

Irmak (1958) Bahçeköy fidanlığında altı farklı cins orman ağacı fidanının topraktan besin maddesi alımı ile ilgili olarak yaptığı araştırmada önemli makro besin elementlerinin fidanların yaprak ve odunlarında bulunuş oranlarını tesbit etmiştir [20]. Ayrıca Eruz ve Kalay (1975) tarafından yine Belgrad Ormanı içerisindeki Köyyeri fidanlığında toprakların fiziksel özelliklerinin yanında içerdikleri toplam azot miktarı da belirlenmiştir [21].

Azot alımının bitki büyümesine etkisi de birçok araştırmaya konu olmuştur [4]. Knoepp ve ark. (1993) batı melezinin (*Tsuga heterophylla*) besin maddesi alımı ve özümseme enzimlerinin aktivitesi üzerine amonyum ve nitratın etkilerini incelemiş, amonyumun nitrattan daha çabuk alındığını ve nitrat alımını teşvik ettiğini bulmuşlardır [16]. Ayrıca bu ağaç türünün amonyumun baskın azot formu olduğu yerlerde daha iyi

adapte olabileceğini belirlemişlerdir. Elliot ve White (1994) ise kırmızı çam (*Pinus resinosa Ait.*) fidanları üzerinde azotun toplam biyokütleyi artırıcı yönde etkili olduğunu, buna karşın fosforun önemli düzeyde etki etmediğini ortaya koymuşlardır [22].

Aber ve McDowell (1998) ılıman orman ekosistemlerindeki azot doygunluğunu incelemiş ve ortaya çıkarabileceği olumsuz etkilere değinmişlerdir [11]. Özellikle su sistemlerinin asitleşmesi, alüminyum ve nitratin hareketlenerek taşınması gibi sorunların altı çizilmiştir. Azot birikiminin etkileri ile ilgili araştırmaların birçoğunda bu konuya değinilmiştir [12, 13, 15, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31]

Çeşitli ormancılık uygulamalarının da topraktaki azot miktarı ve türü üzerinde etkileri vardır. Swank ve Vose (1997) 23 yıllık veriler ışığında karışık yapraklı orman ekosistemindeki azot değişimini incelemiş, kontrollü yakmanın dere suyundaki nitrat konsantrasyonu üzerinde çok az etkili olduğunu ortaya koymuşlardır [1]. Knoepp ve Swank (1997) kesimin, toprak karbon ve azot miktarı üzerindeki etkisini eş havza çalışmaları ile araştırmış ve şu bulgulara ulaşmışlardır [32];

- Kontrol havzalarında bile üst toprak karbon miktarı yıllar itibariyle büyük değişimler göstermiştir,
- Kökleme ile yapılan kesim sonrası 0-10 cm' lik üst toprak horizonunda 3 yıl boyunca toplam N miktarı azalmış, C ve N de meydana gelen azalmalara rağmen C/N oranı sabit kalmıştır,
- Testere ile yapılan kesim sonrası ise üst toprakta C ve N miktarı artmış, bu artış C için %50 civarında olmasına karşın N' de istatistiksel olarak önemli düzeyde gerçekleşmiştir. C' deki artış 18 yıl sürerken, N artışı 3 yıl sürmüştür. Toprağın 10-30 cm' lik derinlik kademesindeki azot miktarı kesimden hiçbir şekilde etkilenmemiştir.

Mitchell ve ark. (2000) farklı bileşimdeki atıksu ile sulamanın azot ve fosfor döngüsüne etkilerini sarıçam ormanında incelemişler ve bunun topraktaki inorganik N ve P havuzları üzerinde çok ani etkileri olduğunu saptamışlardır [33].

2.1.1.2. Kükürt Döngüsü

Asit birikiminde en önemli element oluşu nedeniyle kükürt hakkında daha geniş bilgi verilmiştir.

Kükürt ikincil bitki besin maddesi (Ca ve Mg ile birlikte) olmasının yanında birçok araştırmacı tarafından önem sırasına göre N, P ve K'dan sonra dördüncü olarak gösterilmektedir [14]. Ayrıca, asit yağışların incelenmesi esnasında anahtar rol oynayan en önemli elementlerden birisi olduğu için birçok araştırmaya konu olmuştur. Aslında çevresel etkileri sadece asit yağışlarla sınırlı değildir. Aynı zamanda asidik sülfat topraklarının oluşumu, madenlerden olan asit drenaj, jeotermal aktivite, yeraltı suyu kirlenmesi ve hayvanlar üzerinde toksik etkisi de söz konusudur [4]. Doğada bulunduğu formlar; sülfidler (S^{-2} , HS^{-} , H_2S , COS), polisülfidler (S_2^{-2} , FeS_2), element olarak (S^0), tiyosülfat ($S_2O_3^{-2}$, $HS_2O_3^{-}$, $H_2S_2O_3$), sülfidler (SO_3^{-2} , HSO_3^{-} , SO_2) ve sülfatlardır (SO_4^{-2} , HSO_4^{-} , H_2SO_4) [34].

Kükürt bitki beslenmesindeki önemi nedeniyle orman ekosistemlerinin biyojeokimyasında önemli bir yere sahiptir [35]. Ayrıca SO_4^{-2} toprak çözeltisinde bulunan önemli elementlerin, özellikle asidik (H^{+} ve Al^{+3}) ve bazik (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} ve K^{+}) katyonların, hareketinde etkili olmanın yanında diğer hareketli(mobile) anyonlarla (NO_3^{-} , Cl^{-} , HCO_3^{-}) birlikte bu katyonların birikim ve akışını belirler. Günümüzde en çok kullanılan besin maddesi döngüsü modeli olan NuCM (Nutrient cycling model) de katyon değişiminde çok önemli bir yer tutmaktadır [36]. Johnson ve ark. (1993) karışık bir yapraklı orman ekosisteminde kükürt depolamasının besin maddesi döngüsüne etkisini araştırmak için bu modelin simülasyon sonuçlarından yararlanmışlardır [37]. Kükürt birikiminin %50 azalması, değişmemesi ve %100 artması senaryoları incelenmiştir. North Carolina eyaletinde yer alan Coweeta Ormanında uygulanan model simülasyonunda elde edilen ilginç sonuçlar şöyle sıralanabilir;

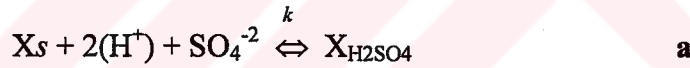
- Topraktaki bitki kullanımına açık katyon içeriği (exchangeable cation pool) zaman içerisinde ve on yıllık süreler dahilinde ani değişimler gösterebilmektedir,
- Simülasyon sonuçları ve dere suyundaki 20 yıldır ölçülen konsantrasyonlar ekosistemin yavaşça kükürt doygunluğuna gittiğini işaret etmektedir,
- Değişen S depolaması vejetasyonun büyümesi, besin maddesi alımı ve N döngüsü üzerinde çok az etkilidir,
- Değişen S depolaması Mg^{+2} , Ca^{+2} , K^{+} ve P yıkanmasını büyük ölçüde etkilemektedir, fakat Ca^{+2} , K^{+} ve P' nin içeriği üzerinde çok etkili değildir. Bunun nedeni bu elementlerin yıkanma miktarlarının, topraktaki havuzlarına oranla çok az olmasıdır, Mg^{+2} içeriğinde önemli bir azalma olmuştur fakat bu azalma ağaç büyümesini yavaşlatacak düzeyde değildir,
- Her ne kadar topraktaki Ca^{+2} ve K^{+} havuzları artan S birikiminden fazla etkilenmemiş olsalar da bu katyonların üst toprak horizonundan alta doğru indiği belirlenmiştir,

- %100 S birikiminin 25 yıl içerisinde arttığı simülasyonda *A horizonunun* Al^{+3} konsantrasyonunda büyük artışlar öngörülmüştür, fakat bu artışların toksik düzeyde (*Quercus rubra* ve *Acer saccharum* için sınır değer $1500 \mu mol\cdot L^{-1}$) olmadığı ifade edilmiştir.

Johnson ve ark. (1998) kükürt birikimi ile ilgili olarak yaptığı diğer bir araştırmada da yukarıdaki sonuçların benzerlerini *Pinus taeda* ekosisteminde bulmuş ve artan S ve N birikiminin Al^{+3} hareketliliği ve yıkanmasını artıracaklarını vurgulamıştır [38]. Diğer bir araştırma kapsamında yine Johnson ve ark. (1999) tarafından kükürt birikiminin azalması ile ilgili bir simülasyon gerçekleştirilmiş, buna göre %50 azalan S ve N birikiminin kation ve anyon yıkanmasını oldukça azaltacağı fakat daha çok Al^{+3} yıkanmasını azaltacağı ortaya konmuştur [39].

Ekosistemdeki kükürt birikiminin en önemli kaynağı olarak toprakta inorganik sülfat birikimi görülmekte, serbest demirin artması ve organik maddenin azalmasının sülfat adsorpsiyonunu artıracağı belirtilmektedir [40]. Zira organik madde adsorpsiyon yüzeylerini bloke etmektedir.

Toprakta sülfat adsorpsiyonunun ortaya konulmasında yine Langmuir ve Freundlich matematik modellerinden yararlanılmaktadır. NuCM adlı besin maddesi döngüsü modelinde pH' a bağlı olarak sülfat adsorpsiyonunun çıkış noktası aşağıdaki reaksiyondur [36, 39];



$$k = X_{H_2SO_4} / (X_s)(H^+)^2 (SO_4^{-2}) \quad \mathbf{b}$$

Burada:

$X_{H_2SO_4}$: SO_4^{-2} adsorpsiyonu yapabilen yüzey sayısı,

X_s : Henüz boş adsorpsiyon yüzeyleri.

Bunların Langmuir denklemindeki ifadeleri:

$$X_{H_2SO_4} = (X_{max}) (b) (SO_4^{-2}) / 1 + (b) (SO_4^{-2}) \quad \mathbf{c}$$

Burada:

X_{max} : toprakta adsorbe edilebilecek maksimum sülfat,

a denkleminde $X_{H_2SO_4} + X_s$ ' e eşit ayrıca

$$b = k (H^+)^2$$

Son zamanlarda ortaya atılan yeni bir model olan ön kütle izotermi (IM) orman topraklarına daha uygun olduğu sanılmaktadır [4]. Bu izoterm aşağıda verilmiştir;

$$\text{SO}_4^{-2} \text{ (adsorbe veya desorbe edilmiş)} = mXi - b$$

m : Eğim,

Xi : Toprak kütlelerine bağlı olarak toprak çözeltisindeki SO_4^{-2} miktarı (mg/kg),

b : Sabite

Yine yukarıdaki denklem bileşenleri anyon detensiyon eğrileri yardımıyla belirlenebilmektedir. Aynı eğrilerden biyolojik olarak aktif (bitkilerce alınabilecek yapıda) sülfat miktarı RSP katsayısıyla belirlenebilmektedir;

$$\text{RSP} = b / 1 - m$$

Kükürt birikimi ve asit yağış etkilerini araştırmak üzere kullanılan bir yöntem de farklı asidite derecelerinde yapay yağış suyu oluşturularak, kontrollü biçimde toprak veya direkt vejetasyon üzerindeki etkilerinin araştırılmasıdır. Abrahamsen (1979) böyle bir yöntem kullanarak (asitliği artırmak için H_2SO_4 kullanılmıştır) *yağış suyunun asiditesinin artmasıyla ladinin tepe çatısından meydana gelen damlamada K, Ca ve Mg konsantrasyonunun arttığını saptamıştır* [41]. NH_4 ve NO_3 konsantrasyonları ise DGA (Tepe çatısından damlama ve gövdeden akış)' da yağışa nazaran daha düşük bulunmuştur. Lizimetrelerin kullanıldığı bu çalışmada yağış pH değerinin 3'e düşmesi ile toprakta K, Ca ve Mg yıkanması ve bunun yanı sıra amonyum ve nitrat ile birlikte değişebilir metal katyonların da uzaklaştığı görülmüştür. Dahası *asit yağışla beraber artan amonyum, nitrat ve sülfat nedeniyle azotun ve kükürtün sınırlayıcı besin elementi olduğu İskandinav ülkelerinde ve soğuk (boreal) zonda bitki gelişiminin daha iyi olabileceği, buna karşın baz katyonların sınırlayıcı faktör olduğu bölgelerde ise bitki gelişiminin artan asidite ile olumsuz etkilenebileceği belirtilmiştir* [4].

Karmaşıklığı nedeniyle asidik birikimle dere sularının kalitesi arasında direkt bir ilişkinin arandığı çalışma sayısı çok azdır. Henderson ve ark. (1979), ekosistemde yapılan birtakım uygulamalarla (gübreleme ve traşlama) bu durumu inceleme yoluna gitmiştir [42]. Bu çalışmada yağış pH değerinin 4.0 olması durumunda yıllık değerler olarak 0.5 kg/ha Ca, Mg, K ve Na' un dere suyu ile uzaklaşacağı, 3.5 olması durumunda 2.5 kg/ha baz katyon kaybı meydana geleceği, 3.0 olması durumunda ise her bir element için hektarda 8.5 kg lik bir kaybın söz konusu olabileceği sonucuna varılmıştır.

Mitchell ve Lindberg (1988)' e göre *toprakta SO_4^{2-} adsorpsiyonunu artıran sebepler; Al ve Fe oksit konsantrasyonunun yüksek olması, pH ve organik maddenin ve benzer anyonların azlığıdır*. Sülfatla toprakta rekabet eden en önemli anyon fosfattır. Organik madde içeriği ile sülfat adsorpsiyonu arasındaki etkileşim konusunda çelişkili sonuçların da bulunduğu aynı araştırmacılar tarafından ifade edilmiştir. Fakat yine de genel olarak organik madde içeriği ile sülfat adsorpsiyonu arasında negatif korelasyon olduğu ve dolayısıyla üst toprak katmanlarında sülfat retensiyonunun düşük olacağı söylenebilir [35].

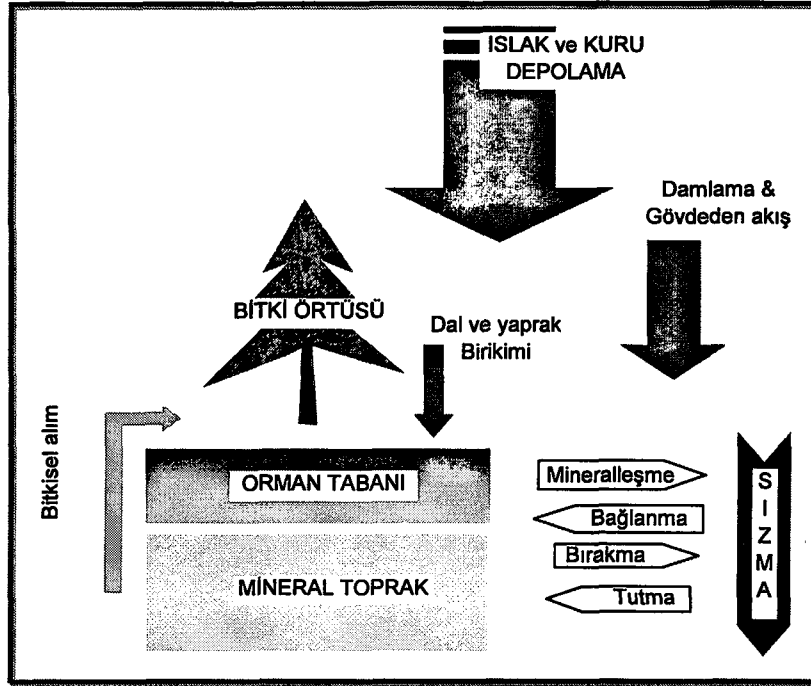
Sülfat adsorpsiyonunun baz katyon yıkanmasını azaltacağı bilinmektedir [43]. *Asit yağış nedeniyle meydana gelen katyon yıkanmasına karşı toprakların duyarlılığını ortaya koyan kriterler içinde sülfat adsorpsiyon kapasiteleri de yer almaktadır* (diğer kriterler KDK (katyon değişim kapasitesi), baz doygunluğu, pH, karbonat içeriği). Yük dengesine göre sülfat adsorpsiyonu, katyonların (H^+ ve Al^{3+} de dahil) taşınmasını ve yüzeysel sulara ulaşmasını engelleyebilmektedir. *Az da olsa kaolinit killeri de serbest Al ve Fe oksit yüzeyleri gibi sülfat adsorpsiyon yeteneğine sahiptir* [43].

Swank ve ark. (1984) ve Fitzgerald ve ark. (1988), sülfatın biyolojik yolla organik kükürte dönüşümünün de kükürt döngüsü içerisinde fazla kükürtün depolanması yönünde önemli bir işleve sahip olduğunu rakamlarla ortaya koymuşlardır[44,45]. Burada kükürt içeriğinin çok fazla olmasına rağmen mikrobiyolojik dönüşümün sülfat adsorpsiyon mekanizması kadar etkili olmadığı ancak yine de zamanla büyük oranlarda fazla kükürt depolanmasına yol açtığı söylenebilir.

Sülfatın ılıman kuşak ormanlarındaki kantitatif dispozisyonu genel hatlarıyla aşağıda verilmiştir. LTER (Uzun dönemli ekolojik araştırma ağı) tarafından gerçekleştirilen IFS (Entegre orman araştırması) projesi kapsamında dünya üzerindeki 10'u aşkın araştırma ormanında elde edilen bulgular özetle şunlardır;

Fosil yakıtların, özellikle kömürün geçen yüzyılda aşırı kullanılması atmosfere büyük oranda kükürt bileşiği katılmasına neden olmuş bu durum da ekosistemlerde hem kuru hem de ıslak depolama olarak daha fazla kükürt bileşiğinin birikmesi sonucunu ortaya çıkartmıştır. Sonuçta uzun süre bu etkiye maruz kalan havzalarda sulara SO_4^{2-} artışı, asit nötralizasyon kapasitelerinde azalma ve bazı toksik metallerin(örneğin monomerik Al türleri) suya verilmesi(mobilizasyon) gibi negatif sonuçlar ortaya çıkmıştır. Bu tür değişimlerin orman azalmasına yol açtığı yönünde hipotezler olmasına rağmen bunu ispatlayacak çok az kanıt mevcuttur [35].

Kükürtün bir orman ekosistemindeki ana depolama ve akış yönleri genel bir diyagram olarak verilmiştir (Şekil 1).



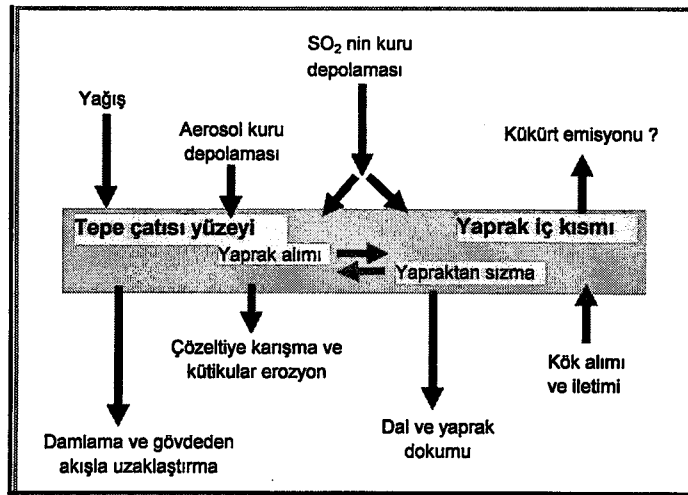
Şekil 1. Orman ekosistemlerinde kükürt döngüsü ([35]' ten değiştirilerek).

2.1.1.2.1. Atmosferik Birikim ve Tepe Çatısı Etkileşimi

Orman vejetasyonu geniş alanlar kaplayan tepe çatıları sayesinde endüstriyel alanlardan gelen kükürt bileşikleri için önemli bir birikim alanı oluşturur. Yapraklar yararlı zararlı ayrımı yapmadan tüm gaz partiküllerini tutma eğilimindedirler. Ayrıca yaprak tabakası yağmur ve sis içerisinde çözünmüş haldeki maddeler ve aerosoller için bir etkileşim yüzeyi oluşturur [4].

Atmosferik kökenli ve orman sistemlerinde birikme ve etki yaratan kükürt bileşikleri oksitlenmiş yapıdadır (SO_2 ve SO_4^{-2}). Her iki form da endüstriyel kaynaklardan direkt olarak atmosfere verilir ve çoğunlukla (%97 civarı) SO_2 yapısındadır. SO_2 gerek gaz formunda gerekse sıvı ortamda (bulutlar ve yağmur), birçok reaksiyona girer ki çoğunlukla bu reaksiyonlar sonucu H_2SO_4 oluşumu gözlenir. Bu ve sülfürik asidin oluşumundan sonraki reaksiyonlara ayrıntılı olarak girilmeyecektir. Fakat son ürün olarak genellikle SO_4^{-2} oluşumu gözlenmediği söylenebilir. Atmosfere verilen SO_2 bileşiklerinin %20 civarındaki kısmı atmosferik ömürleri boyunca SO_4^{-2} e dönüşmektedir. Dolayısıyla SO_2 gazı halen orman örtüsü için önemli bir antropojenik kirlilik nedenidir [35].

Yağış veya ıslak depolama, SO_2 nin kuru depolaması (daha sonra tepe çatısında büyük oranda SO_4^{-2} e dönüşmektedir), ince SO_4^{-2} ün aerosol etkisi, kaba SO_4^{-2} birikimi ve intersepsiyonu hep atmosferik kükürt birikimini sağlayan olaylardır. Bu kaynakların tepe çatısıyla olan etkileşimi şematik olarak aşağıda gösterilmiştir (Şekil 2).



Şekil 2. Atmosferik kükürt birikiminin orman tepe çatısıyla etkileşimi ([46] dan değiştirilerek).

Biyolojik etkileşimde en önemli kükürt bileşiği SO_2 olarak karşımıza çıkmaktadır. Çünkü stomalardan direkt olarak yaprak içine sızma eğilimi gösterir ki bu özellik ıslak ve kuru depolanmış SO_4^{2-} için o kadar geçerli değildir [40].

2.1.1.2.2.Kükürt Bileşiklerinin Çeşitli Orman Ekosistemlerindeki Döngüsü

Bu bölümde SO_2 ve SO_4^{2-} ün Avrupa ve Amerika' daki çeşitli orman ekosistemlerindeki tahmini döngüleri ile ilgili rakamsal veriler ele alınacaktır.

Yapılan ölçümler ışığında kükürt' ün havadaki konsantrasyonunun 1.5 (nisbeten daha az kirlilik yaşayan Florida, Norveç ve Washington) ile $8.0 \mu gSm^{-3}$ (Tennessee ve North Carolina) arasında değişim gösterdiği saptanmıştır . Genellikle birçok yerde de $2-4 \mu gSm^{-3}$ (örneğin Georgia, New York) arasında değişmektedir. Fakat kükürt bileşiklerinin yağış suyundaki konsantrasyonları bundan çok daha farklıdır. Buna göre en yüksek konsantrasyonlar $40-50 \mu eqL^{-1}$ ile bazı kuzeydoğu ve güneydoğu ABD (Tennessee, Georgia, New York ve North Carolina) ile Norveç'de gözlenmektedir. Yağıştaki en düşük konsantrasyonlar ise genellikle Washington ve Maine' de görülmektedir ($15-25 \mu eqL^{-1}$) [35].

Yukarıda adı geçen tüm bölgelerdeki araştırma istasyonlarında SO_2 nin %60 oranında baskın olduğu fakat SO_2 kaynaklarından uzaktaki bölgelerde ince aerosol şeklindeki SO_4^{2-} ün daha çok ön plana çıktığı saptanmıştır. Ayrıca SO_4^{2-} ün kısmen nötralle edilmiş bir sülfürik asit aerosolu olması nedeniyle H^+ ve HNO_4^+ ile yüksek korelasyon gösterdiği bilinmektedir. Deniz tuzunun da deniz etkisindeki istasyonlarda önemli bir SO_4^{2-} kaynağı olduğu(%8-16), denizden uzak bölgelerde ise gözardı edilebileceği(<%1) belirlenmiştir [35].

Kaba partikül şeklindeki SO_4^{-2} ün havadaki konsantrasyonu ölçülememekte, fakat kuru depolamadaki birikimi belirlenebilmektedir. Tüm ölçüm bölgelerinde bu birikimin miktarı az çok aynı düzeydedir ($7-15 \mu\text{eqm}^{-2}\text{gün}^{-1}$) ve yapılan korelasyonlar ışığında Ca^{+2} ve Mg^{+2} tuzları şeklinde bulundukları sanılmaktadır. Ayrıca kaba partikül SO_4^{-2} ün SO_2 ve tozların etkileşimi sonucu oluştuğu sanılmaktadır. Kükürtün değişik şekillerdeki kuru depolamasının oranları ise araştırma istasyonlarında çok büyük farklılıklar göstermektedir. Bu yüzden kesin bir yüzde vermek zor olmakla beraber yağış suyu pH değeri Belgrad Ormanına nispeten yakın olan Coweeta Araştırma istasyonunda bu oran SO_2 , ince SO_4^{-2} ve kaba SO_4^{-2} için sırasıyla 0.55, 0.20 ve 0.25 dir [35].

Tüm araştırma istasyonlarının toplam SO_4^{-2} birikimine bakıldığında 300 ile 2200 eqha⁻¹yıl⁻¹ arasında değiştikleri görülmektedir. Fakat daha yüksek birikimler de literatürde mevcuttur. Örneğin Almanya'daki altı alçak havzada sülfat depolamasının 1800-5400 eqha⁻¹yıl⁻¹ olduğu [47], Virginia' daki Whitetop Dağında ise 2500-3100 eqha⁻¹yıl⁻¹ arasında değiştiği belirlenmiştir [48]. Tabii kuru depolama ölçümlerindeki metodolojik farklılıkları da göz önüne almak gerekir. Alçak havzalar için 500-1000 eqha⁻¹yıl⁻¹ arası ortalama veri olarak kabul edilebilir. Kuru depolamanın da tüm kükürt depolamasının %30 u civarında olduğu söylenebilir.

Islak depolama verileri daha az değişken olarak ortaya çıkmaktadır ve 200-650 eqha⁻¹yıl⁻¹ arası (Coweeta'da 400 eqha⁻¹yıl⁻¹) değişim göstermektedir [35].

Bazı dağlık alanlarda sülfat depolamasının %45-50 (New York Whiteface dağı ve Great Smokey National Park, NC) lık kısmının sis suyu intersepsiyonu yoluyla gerçekleştiği belirlenmiştir. Yüksek dağlık kesimlerde alçak yerlere nazaran daha fazla SO_4^{-2} birikimi olmasının yanına bu sis etkisi de eklenince dağlık alanların endüstriyel bölgelerden uzak da olsalar neden daha fazla SO_4^{-2} birikimine maruz kaldıkları anlaşılmaktadır. Yukarıda adı geçen yüksek sis suyu intersepsiyonuna sahip bölgelerde bulut etkiye süreleri 650-850 saat/yıl dır, ki bu bölgelerde sırasıyla 114 ve 203 cm' lik yağışların 16 ve 41 cm lik kısmı bulut içinde doğrudan yüzeyde yoğunlaşma sonucu oluşmaktadır [35].

2.1.1.2.3. Tepe Çatısından Damlama ve Gövdeden Akış (DGA)

Damlama ve gövdeden akış değerleri arasında da bölgesel bazda büyük farklılıklar görülebilmektedir. Değerler genellikle 300-2500 eqha⁻¹yıl⁻¹ arasında değişmekte ve depolama miktarıyla sıkı bir ilişki sergilemektedir. Yine depolamada olduğu gibi DGA değerleri yüksek yerlerde fazla çıkmaktadır. DGA daki SO_4^{-2} kaynakları içsel veya dışsal olabilmektedir. Bu kaynaklar yağıştaki ve sis suyundaki SO_4^{-2} , kuru depolanmış aerosol ve partiküllerin yıkanması ve bitkinin iç yapısından kaynaklanan SO_4^{-2} ün sızması olarak özetlenebilir. Fakat yine de ölçüm yapılan birçok bölgede atmosferik SO_4^{-2} depolamasıyla, DGA daki miktarlar eşit çıkmıştır. Bu DGA daki SO_4^{-2} ün büyük ölçüde depolama tarafından kontrol edildiğini ortaya koymaktadır

[44]. DGA değerinin toplam birikme değerinden yüksek veya alçak olduğu bölgeler de vardır. Bu arada en basit şekliyle NTÇE (Net tepe çatısı etkileşimi)' den söz edilebilir [49];

$$\text{NTÇE} = \text{DGA} - \text{Toplam depolama}$$

Eşitliğinde negatif NTÇE değerleri alan ormanlarda tepe çatıları kükürt için bir kayıp noktası (sink), pozitif değer alan ormanlarda ise kazanç noktası olarak algılanabilir. Her ikisine de rastlanmaktadır. Fakat genellikle kayıp olarak karşımıza çıkmaktadır (Yüksek bölgelerdeki Ladin ormanları hariç). Eğer SO₂ nin yaprakların stomalarından giren tek kükürt formu olduğunu kabul edersek, kayıp noktası olan ormanlar için bağıl SO₂ alımı şu şekilde bulunabilir [35];

$$(\text{NTÇE}) * 100 / (\text{SO}_2 \text{ kuru depolaması}) = \% \text{kayıp (veya bitki tarafından alım)}$$

Öte yandan yaprak tarafından ne kadar kükürt alındığını tam olarak bulabilmek için yapraktan sızma şeklinde ne kadar SO₄⁻² çıktığının da bilinmesi gerekir. Bununla ilgili olarak yapılan bir araştırmada bu miktarın DGA daki SO₄⁻² ün yaklaşık %3 ünden az olduğu belirlenmiştir.

Kısaca özetlemek gerekirse bazı istisnai durumlar dışında sülfatın tepe çatısıyla etkileşiminin sonunda kuru ve ıslak depolanan kükürtün kütleli ve ekivalan miktar olarak DGA yla aynı olduğu söylenebilir [50].

IFS (Integrated Forest Study) araştırma sonuçlarına göre DGA daki en baskın anyon sülfattır (SO₄⁻² / NO₃⁻ = 3.4 / 0.6) ve yapraklardaki baz katyonların taşınmasında da ana rolü oynamaktadır. DGA daki SO₄⁻² ün kaynakları daha önce de belirtildiği gibi yağış, kuru depolama ve az miktarda da yapraktan sızmadır [35].

Kuru depolanan SO₂ nin stomaya giren (iç depolama) kısmının yüzey depolamasından genellikle daha fazla (~%60) olduğu sanılmaktadır (Bu işlem yerel iklim ve ağaçların fizyolojik özellikleriyle ilişkilidir). Genellikle kuru depolanan SO₂ nin %30-70' lik kısmı tepe çatısında alıkonulmaktadır [35].

2.1.1.3. Fosfor Döngüsü

Fosfor yeryüzündeki tüm yaşam formları için gerekli bir element olmanın yanında insanlar ve hayvanlar üzerinde de doğrudan hiçbir toksik etkisine rastlanmamıştır [4]. Genellikle çevresel etkileri su ekosistemlerinde biyolojik üretkenliği teşvik etmesiyle ilişkilidir. Bilindiği gibi çoğu tatlısu ekosisteminde birincil üretim (algler ve bitkiler) P seviyesi ile sınırlıdır. Kanalizasyon sistemleri, yüzeysel akış

veya yüzeyaltı akışla su ekosistemlerine fazladan gelen P, bu sınırlayıcı etkiyi ortadan kaldırmaktadır. 100 µg P/lt' lik toplam konsantrasyonu yüzeysel sular için kabul edilemez düzeyde yüksek bir değeri ifade etmektedir. 20 µg P/lt bile bazı su ortamlarında çevresel sorunlar yaratabilmektedir [4].

Ötrifikasyon en basit tanımıyla su ortamının alg ve su bitkilerinin gelişimini hızlandıracak biçimde bitki besin maddelerince zenginleşmesidir. Bu zenginleşme yalnızca sisteme fazladan P girişi ile değil aynı zamanda ortamdaki N miktarı, ekolojik özellikler (sıcaklık, tuzluluk, ışık) ve su ortamının fiziksel ve hidrolojik karakteristikleri ile de ilişkilidir [51]. Bir su ortamı, zaman içinde bitki besin maddelerince zenginleşiyorsa beslenme durumu (trofik düzey) ile ilgili 3 ana seviyeden (oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik) geçerek hiperötrofik düzeye ulaşır. Bu aşamalardan geçerken sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu sürekli olarak azalır.

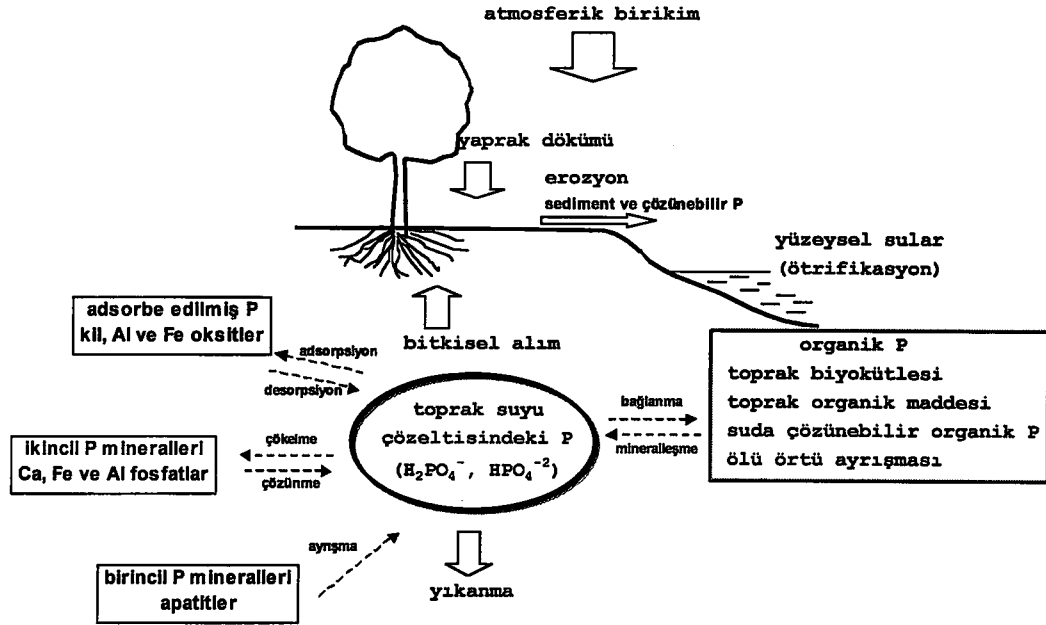
Genellikle asit birikimi ile ötrifikasyon olgusu birbirinden çok farklı çevresel sorunlar olarak ortaya çıkar, zira oluşum bölgeleri birbirinden farklıdır.

Asit birikiminin önemli çevresel etkiler ve su ortamında olumsuzluklar yarattığı bölgeler Kuzey Avrupa ve Kuzey Amerika gibi ayrışma ve biyokimyasal faaliyetlerin yavaş olduğu yerlerdir. Ötrifikasyon olgusu ise hemen hemen dünyanın her bölgesinde rastlanabilecek bir çevre sorunu olmasına rağmen çoğunlukla insan faaliyetlerinin yoğun olduğu ılıman ve sıcak kuşakta (su sıcaklığı arttıkça çözünmüş oksijen konsantrasyonu düşer) görülmektedir [52].

Yine de havza sistemine asidik birikim ile normalden fazla azot ve fosfor girişinin olması, doğal olarak su ortamlarının verimliliğinin de artması anlamına gelmektedir [53]. Özellikle Orta Avrupa' da uzun yıllar asidik birikime maruz kalmış havzaların azotça doymuş hale geldiği ve bu nedenle yağışlarla gelen azotun tümünü su ortamlarına verdikleri bilinmektedir [23]. Belgrad Ormanındaki durumu ileriki bölümlerde ayrıntılı bir biçimde açıklanarak tartışılacağından tekrardan kaçınmak için burada yer almamıştır.

2.1.1.3.1. Toprakta fosfor döngüsü

Birçok element gibi fosforun da ilksel kaynağı toprak minerallerinin ayrışmasıdır. Bu ayrışma sonrası fosfor bitkiler ve hayvanlar tarafından alınabilir, durağan inorganik formlarda toprakta tutulabilir veya erozyonla taşınarak tatlı veya tuzlu su ortamlarında birikebilir [54]. P döngüsü birçok biyokimyasal olayı içermekle beraber N döngüsü kadar da karmaşık değildir (Şekil 3).



Şekil 3. Toprakta fosfor döngüsü [4].

2.1.1.3.1.1. Toprakta inorganik fosfor

Toprakta toplam fosfor miktarı 50 ile 1500 mg/kg arasında değişim gösterir ve bunun %50 ile 70 kadarı inorganik yapıdadır [14, 8, 55]. Ayrışmamış veya kısmen ayrılmış topraklarda başlıca mineraller apatitlerdir ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{X}_2$, X, F⁻, Cl⁻, OH⁻ veya CO_3^{2-} anyonlarıdır). Doğada 200' ün üzerinde, P içeren farklı mineral formu bulunmakla beraber florapatitler en çok rastlanan ve çabuk ayrışan türdür [7].

Anakaya ayrışmasının hızlı olduğu bölgelerde Ca ve diğer bazı mineraller topraktan yıkanmakta, toprak reaksiyonu düşmekte ve Al ve Fe çözünmesi gerçekleşmektedir. Bunun sonucunda Fe, Al ve P çökelekleri (precipitates) çabuk ayrışan topraklar için en önemli P kaynağı durumuna gelmektedir. Fe ve Al' nin amorf (kristalleşmemiş) oksitleri de bu tip topraklarda görülmekte ve P için bir birikim mekanizması oluşturmaktadır. Bu tip kimyasal reaksiyonlar fosfor fiksasyonu olarak adlandırılmaktadır [4]

Ayrıca fosfat anyonu pH derecesine bağlı olarak üç değişik formda olabilmektedir. Bunlar H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ve PO_4^{3-} tür. pH' nın 4-6 aralığındaki baskın fosfat formu H_2PO_4^- tür [6, 9]. H_2PO_4^- ve HPO_4^{2-} bitki kökleri tarafından direkt olarak alınabilen fosfat formlarıdır ve kil, alüminyum, kalsiyum karbonat, organik madde ve demir oksit yüzeylerinde tutulabilmektedir. Ayrıca bitkiler tarafından alınabilir P en yüksek değere hafif asit ortamlarda ulaşmaktadır (pH= 6-6.5). Düşük P miktarına sahip, asidik, yüksek kil veya Fe/Al oksit içeriğine sahip toprakların fosfor retensiyon

kapasiteleri yüksektir. Toprakların fosfor adsorpsiyon kapasitelerinin belirlenmesinde *Langmuir* ve *Freundlich* denklemleri kullanılmaktadır [4].

Langmuir denklemi:

$$P_{ads} = k P_{eq} b / (1 + k P_{eq})$$

Doğrusallaştırılmış şekli:

$$P_{eq} / P_{ads} = 1 / kb + P_{eq} / b$$

Freundlich denklemi:

$$P_{ads} = k P_{eq}^{1/n}$$

k : P' nin bağlanma enerjisi (lt/kg),

b : adsorbe edilebilecek en yüksek P miktarı (mg P/kg toprak),

P_{ads} : P adsorbsiyon miktarı (mg P/kg toprak),

P_{eq} : P' nin denge konsantrasyonu (mg P/lt)

Freundlich denkleminde k ve n toprak özelliklerine göre belirlenmiş ampirik sabitlerdir.

Bu denklemlerin uygulanmasında *fosfor adsorpsiyon izotermelerinden* (SAI) yararlanılmaktadır. SAI adsorbe edilmiş P miktarı (mg/kg) ile dengedeki P konsantrasyonunun (mg/lt) noktalanmasından elde edilmiş eğrilerdir. Yüksek kil ve organik madde (OM) içerikli topraklarda SAI eğrisi daha diktir. Belgrad ormanı toprakları için bu izotermelerin çizilmesinde fosfor retensiyonunun karakterize edilmesi bakımından fayda vardır. Yeterli miktarda fosfor analizi yapılması mümkün olmadığı için bu araştırma kapsamı dışında ve ileriki çalışmalara bırakılmıştır.

2.1.1.4. Baz Katyonlar

Baz katyon döngüleri birçok bakımdan N, P ve S döngülerinden farklılık gösterir. Anakaya ayrışması, katyon değişimi ve yıkanma ön plana çıkarken, heterotrofik alım ve oksitlenme daha az önem taşır [56].

Sisteme içsel işlemler veya atmosferik olarak H^+ girişi katyon değişimi veya anakaya ayrışması yolu ile Ca, Mg ve K yıkanmasını doğrudan etkileyecektir. Dolayısıyla yıkanma katyon döngüsünde büyük öneme sahiptir ve çoğu orman ekosistemi baz katyonlar yönünden N ve P' nin aksine net kayıp gösterir [23].

Ca, K ve Mg döngülerinin toprak üzerindeki bölümleri oldukça farklıdır. K döngüsünde yağış suları ile yapraktan yıkanma olayı çok önemlidir (genellikle yaprak dökümü ile toprağa ulaşan miktardan daha fazla). K bitki dokuları içerisinde iyonik olarak bulunup, stomaların açılıp kapanmasında etkili olan ozmotik düzenlemede rol oynar. K'nın aksine Ca büyük ölçüde yaprak dökülmesiyle toprağa ulaşır. Ca bitkilerin sürekli dokularında yer aldığı için diğer makro besin elementlerinin aksine yaprağın döküm zamanına kadar birikir, dolayısıyla dökülen yaprakta, yaprağın ağaç üzerindeki halinden her zaman için daha fazla Ca vardır. Mg ise her iki besin elementinin ortalaması olarak düşünülebilir (hem dokulardaki önemi bakımından hem de toprağa ulaşması bakımından). Hem sürekli bitki dokularında hem de fotosentez işleminde kloroplastlar içerisinde yer alabilir [56].

Asit yağışların hem yapraktan hem de topraktan baz katyon yıkanmasını sağlayabileceği görülmektedir. Bu durum yapraklarda baz katyon azalmasına, toprak çözeltisinde ise artmasına yol açabilecek, dolayısıyla bitkinin baz katyon alımını hızlandırabilecektir. Al' nin hareketlenmesi ise baz katyon alımını engelleyebilecek, sonuçta bitkilerin fazladan ihtiyacı olan Ca, Mg ve K karşılanamayabilecektir [56]

Katyon değişiminin tahmini için en çok kullanılan denklem Gapon denklemidir [4] ;

$$[EC^{a+}] (C^{b+})^{1/b} / [EC^{b+}] (C^{a+})^{1/a} = K_{gp}$$

E: Değişim fazındaki ekivalan fraksiyon,

C^{a+} ve C^{b+} : a ve b değerlikli katyonlar,

K_{gp} : Seçme katsayısı

() : Toprak çözeltisi aktivitesi.

Azot ve kükürtten farklı olarak baz katyon olan Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} ve K^{+} atmosferde gaz fazında bulunmaz ve birikim mekanizması; ıslak depolama, bulut ve sis suyu birikimi ve kuru partikül (büyük partiküller (>2 mikrometre) ve ince aerosoller şeklinde) birikiminden oluşur. Büyük partiküller genellikle havadan sedimentasyonla, aerosoller ise türbülans ve difüzyonla birikir. Islak depolama yağmur ve kar içerisinde çözünmüş iyonların, bulut ve sis birikimi ise su taneciklerinin genellikle vejetasyon yüzeyiyle teması sonucunda oluşur. Tepe çatısında biriken iyonların toprağa ulaşması ise yağışla veya yaprak ve dal dökülmesi ile gerçekleşir. Dolayısıyla yağıştaki baz katyon konsantrasyonu, DGA' daki baz katyon konsantrasyonundan farklı olabilir. Aşağıda "baz katyon" olarak ılıman orman ekosistemlerindeki döngüleri ve akışları nicel olarak özetlenecek olan iyonlar Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} ve K^{+} nın toplamıdır [56].

2.1.1.4. Atmosferik Birikim

2.1.1.4.1. Kuru Depolama

IFS araştırma projesi bulgularına göre farklı istasyonlarda ölçülmüş olan atmosferik kuru depolama değerleri oldukça değişkendir. En düşük birikim değeri ($36 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$) ile en yüksek değer ($600 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$) arasında 17 kat fark bulunmaktadır. Yüksek bölgelerde daha düşük birikimler gözlemlenmektedir. Spesifik katyon birikimleri oldukça değişken olmakla beraber Ca^{+2} ve Na^{+} 'nın kaba partikül boyutunda baskın iyonlar (%50) olduğu görülmektedir. Birçok araştırma ormanında Mg^{+2} ve K^{+} 'un kaba partikül olarak kuru depolaması %15' den daha düşüktür. Deniz etkisi altındaki bölgelerde Na^{+} 'nın kaba partikül depolaması toplam baz katyonların %50 veya daha fazlasını oluşturabilir. Denizden uzak bölgelerde ise bu oran %10' a kadar düşebilmektedir.

İnce aerosol olarak depolanmanın kaba partikül depolanmasından daha düşük olduğu ve 30 kata kadar farklılıkların bulunabileceği yine IFS projesi bulgularından anlaşılmaktadır. İnce aerosol birikiminde de kaba partikül birikimine benzer coğrafik dağılımlar görülmektedir (Deniz etkisindeki yerlerde Na oranının yüksekliği vb.). *Genel olarak tüm IFS araştırma ormanlarında ince aerosol birikimi toplam baz katyon birikimin %4' ü civarındadır* [56].

2.1.1.4.2. Islak (Yağmur ve kar) depolama

IFS araştırma istasyonlarının ıslak baz katyon depolama değerleri arasında 7 kata kadar varan farklılıklar bulunmaktadır. Genellikle $100\text{-}200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$ arasında yer alan birikimler bazı yerlerde $630 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$ 'a kadar çıkmaktadır. *Birikimin miktarı yağış miktarı ile orantılı değildir dolayısıyla yağış suyu konsantrasyonlarındaki farklılıklar buna neden olmaktadır.* Kuru depolamada olduğu gibi birçok yerde Na ve Ca baz katyon birikiminde baskın iyon durumundadır (%70-80 civarı). *Yine deniz etkisindeki bölgelerde Na^{+} 'nın toplam ıslak baz katyon birikimi içerisindeki payı %40-70 civarındadır.* Yüksek bölgelerde sis sonucu birikimler de önem kazanmaktadır. Yine bu tür birikimdeki baz katyon oranları yağış depolaması ile paralel bir seyir izlemektedir [56].

2.1.1.4.1.3. Toplam Depolama

Baz katyonların toplam birikimi IFS araştırma bölgelerinde 200 ile $1500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$ arasında değişim göstermektedir. Genellikle 200 ile $400 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$ arasında değişim gösteren *baz katyon depolamasının yükseklikle ilişkili olmadığı sonucuna varılmıştır.* Toplam depolamada yine en önemli katkıyı Na ve Ca gerçekleştirmiştir (%70-85 arası) [56].

Islak depolama ile kuru depolama arasındaki oranların genellikle denk oldukları görülmektedir. Düşük yükseltideki araştırma bölgelerinde eşit olan W/D (Islak depolama/Kuru depolama) oranı yüksek yerlerde ıslak lehine biraz daha ağır basmaktadır. Katyonlar ayrı ayrı ele alındığında ortalama W/D oran aralıkları aşağıdaki biçimde bir değişim göstermektedir [56].

K	0.30 - 0.90
Ca	0.40 - 1.40
Mg	0.90 - 1.90
Na	1.30 - 2.50

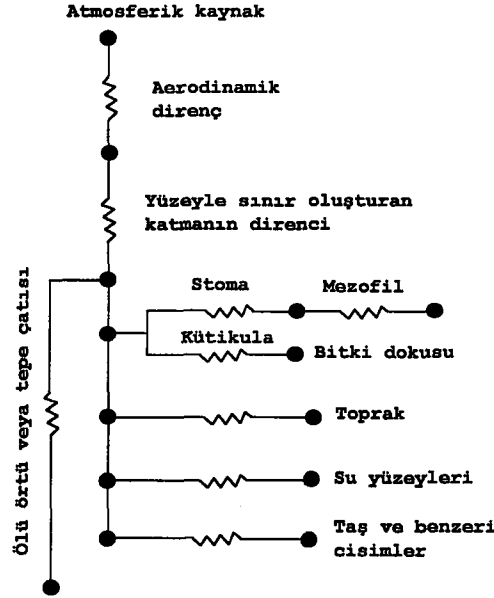
2.2. Asit Birikimi ve Etkileri

Atmosferin, ormandaki besin maddesi döngüsü için önemli bir kaynak oluşturduğu bilinmektedir [57].

Yüzyılı aşkın bir süredir bilim adamlarınca gözlenen asit birikimlerinin (yağmur, asidik sisler, kar, gaz ve kuru partikül şeklinde) ortaya çıkardığı olumsuzluklar ile ilgili önemli bulguların son 25 yıl içerisinde elde edildiği bilinmektedir [4]. Hatta bu konuda cevabı halen verilmemiş birçok soru bulunmaktadır. Özellikle asidik birikimin bitkiler ve ekosistem içi olaylar üzerindeki etkileri konusunda hemen her gün yeni bulgular elde edilmektedir. Bu bulgulara ayrıntılı olarak değinilmeden önce asit birikiminin kaynakları ve oluşumu konusu üzerinde kısaca durmakta fayda vardır.

Asit birikimi kuru veya ıslak depolama şeklinde gerçekleşebilir. Islak depolama çeşitli yoğunlaşma ürünleri sayesinde olur (kar, sis, dolu, yağmur, çığ gibi). Kuru depolama ise aerosol, kaba partikül ve ince partikül biçiminde gerçekleşebilir. Farklı asidik bileşiklerin birikimlerinde bu mekanizmaların katılım oranları farklıdır. Kuru depolama; aerodinamik taşınma (aerodynamic transport), yüzeyle sınır oluşturan katmanda taşınma (boundary layer transport) ve yüzeyle karşılıklı etkileşim (surface interaction) olmak üzere 3 aşamada gerçekleşmektedir. Bu işlemler matematiksel olarak tanımlanabilmektedir (Bknz. [58]). Ayrıca farklı yüzeylerin farklı kirleticilere karşı direnç gücü farklıdır (Şekil 4).

Asit birikimi kaynağı ve etkileme yeri bakımından uzun mesafeleri kapsayan bir çevre sorunudur [59, 60, 61, 62]. Dolayısıyla uluslararası sorunlara da yol açabilmektedir. Örneğin Norveç'teki birikimin %17' sinin İngiltere, İsveç' tekinin ise %20' sinin Doğu Avrupa ülkelerinden kaynaklandığı belirlenmiştir [63]. Avrupa, birbirine komşu birçok küçük ülkeden oluştuğu için asidik birikimlerle ilgili uluslararası anlaşmaların yapılması gündeme gelmiştir. Birleşmiş Milletlere bağlı Avrupa Ekonomik Komisyonunca 1979 yılında hazırlanıp imzaya açılan "Geniş Ölçekli Sınır Ötesi Hava Kirliliği" anlaşması bugüne dek Türkiye' nin de içinde bulunduğu 33 ülke tarafından imzalanmış olup, halen 15 ülke tarafından daha imzalanma aşamasındadır. 1983' de yürürlüğe giren anlaşma 8 ayrı protokolle de bugüne dek genişletilmiştir.



Şekil 4. Orman ekosisteminin asit birikimine karşı direnci [58].

1983’ de anlaşmaya imza koyan Türkiye, 1985’ de de “Avrupa’ daki Geniş Ölçekli Sınır Ötesi Hava Kirliliği’ nin İzlenmesi ve Değerlendirilmesi Amaçlı Ortak Programa Uzun Dönemli Finansal Destek” isimli ilk protokolü imzalamış fakat daha sonra gelen 7 protokole imza koymamıştır. UNECE (United Nations Economic Commissions for Europe) örgütünün web sayfasından alınan bilgiler ışığında bu protokollerin isimleri ve hazırlanış tarihleri şunlardır;

- 1985, Kükürt Emisyonlarını veya Sınır Ötesi Hareketlerini En Az %30 Azaltma Protokolü.
- 1988, Azot Oksitlerin ve Sınır Ötesi Hareketlerinin Kontrolü ile İlgili Protokol.
- 1991, Buharlaşılabilen Organik Bileşiklerin ve Sınır Ötesi Hareketlerinin Kontrolü ile İlgili Protokol.
- 1994, Kükürt Emisyonlarının Daha Fazla Azaltılmasına Yönelik Protokol.
- 1998, Ağır Metallerle İlgili Protokol.
- 1998, Sürekli Organik Kirleticiler ile İlgili Protokol.

- 1999, Asidifikasyon, Ötrifikasyon ve Tabansuyu Ozon Kirliliğini Azaltmaya Yönelik Protokol.

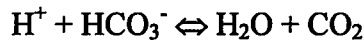
Türkiye şu ana kadar yukarıda adı geçen protokollere imza koymamış olmasına rağmen önümüzdeki Avrupa Birliğine entegrasyon sürecinde mutlaka bu konuda da adım atacaktır.

2.2.1. Asit Birikiminin Kaynağı ve Dağılımı

Asidik birikiminin belli başlı kaynakları kömür ve akaryakıtla çalışan elektrik santralleri, motorlu taşıtlar ve birtakım endüstriyel işlemlerdir (metalurji ve madencilik ağırlıklı). S ve N gazları atmosferde su partikülleri ile hızla reaksiyona girerek sülfürik (H_2SO_4) ve nitrik (HNO_3) asitleri oluştururlar. Ağırlıklı olarak sülfürik asidin kömürle çalışan termik santrallerden, nitrik asidin ise ulaşım araçlarının egzostlarından kaynaklandığı söylenebilir [4].

Atmosferik CO_2 ile dengeye gelmiş doğal yağmur suyunun pH' sı 5.6' dır. En basit anlatımıyla asitler ortama H^+ iyonu vermeye eğilimli bileşikler olarak tanımlanır. Bu eğilim derecelerine göre de güçlü ve zayıf olarak sınıflandırılırlar. Zayıf asitler sadece kısmen ayrışır (partial disassociation). H_2SO_4 ve HNO_3 yanında bilinen güçlü asit bileşikler HCl (hidroklorik asit) ve H_3PO_4 (fosforik asit)' tür. Zayıf asitlerse H_2CO_3 (karbonik asit), CH_3COOH (asetik asit) ve H_3BO_3 (borik asit)' tür [37].

Herhangi bir çözeltiye asit eklendiğinde meydana gelen pH düşüşü ortamın (toprak veya su) nötrleştirme (nötralizasyon) kapasitesiyle ilişkilidir. Tamponlama (buffering) etkisi olarak da tanımlanan bu olgu, herhangi bir ortam veya sistemin eklenen asiditeyi nötralize ederek kendi pH' sını koruma yeteneği olarak da algılanabilir [4]. *Topraklara tamponlama yeteneği kazandıran özellikler kil mineralleri, organik madde, Al ve Fe oksitler ve Ca ve Mg karbonatlardır (kireçtaşı).* Dolayısıyla asidik birikim daha çok kumlu, düşük organik maddeli ve karbonatsız topraklarda etkili olmaktadır. *Sulardaki en önemli tamponlama mekanizması ise bikarbonat iyonlarının H ile reaksiyonudur* [4] ;



İnsan sağlığı ve kültürel (mimari) değerler üzerinde olumsuz etkiler yaratan asidik birikimin, ekosistemler üzerindeki etkileri çok daha karmaşıktır.

2.2.2. Ekosistem üzerindeki etkiler

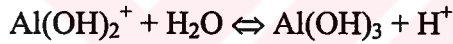
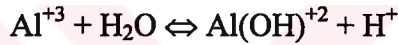
Asidik birikme farklı ekosistemlerde (yapraklı orman, ibreli, karışık vs.) farklı çevresel etkilere yol açabilir. Birçok doğal ekosistemde asidifikasyon zararları sisteme

fazladan giren H^+ iyonlarından ziyade sistemin asitleşmesi sonucu diğer bazı elementlerdeki değişimlerden kaynaklanmaktadır. Bu konuda Al^{+3} gibi metal iyonların yanında bazı iz elementlerin (Mn^{+2} , Pb^{+2}) çözünerek toprak suyuna karışması veya bazik katyonların (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+) yıkanması sonucu besin maddesi döngülerinde etkin rol oynayan mikroorganizmalar için uygun olmayan koşulların oluşumu [64] örnek verilebilir.

2.2.3. Topraklar

Topraklarda asidite birçok şekilde oluşabilir;

Nemli bölgelerde yağış miktarının evapotranspirasyon miktarını geçmesi ile topraklara sürekli olarak zayıf asit (H_2CO_3) girişi olabilmektedir. Bu durum zamanla üst toprak horizonlarında bazik katyonların yıkanmasına, Al^{+3} ' ün en önemli değişebilir katyon durumuna gelmesine yol açabilmektedir. Değişebilir Al^{+3} , çözünebilir Al^{+3} ile dengede olduğu için su molekülleri ile birleşme sonucu topraklarda asitleşme görülebilmektedir [65].



Topraklarda asitlik yaratan diğer doğal işlemler [37];

- Bitkisel ve mikrobiyolojik solunum sonucu ortaya çıkan CO_2 ve H_2CO_3 ,
- Organik azotun ayrışması ve nitrifikasyonu (Bknz. azot döngüsü).

Asit birikiminin genel olarak baz katyonların yıkanması ve Al^{+3} ' nin hareketlenmesi gibi etkileri olabileceği bilinmektedir. Ancak, ekosistemin organik ve inorganik kimyası da oldukça karmaşık ve bilinmeyenlerle doludur [66,67].

Asidik birikimin doğal ekosistemler üzerinde daha etkili olduğu bir gerçektir. Tarım alanlarında birtakım önlemlerle bu olgunun ekonomik olarak önüne geçilebilmesi bunu açıkça ortaya koyabilmektedir (kireç kullanımı). Kireçleme işlemi birçok Avrupa ülkesince, ormanlarda da uygulanmakla beraber ekonomik yönden değerlendirilmesi gereken bir husustur [4].

Fazlaca asidik topraklar birçok nedenden ötürü arzu edilmemektedir. Çözünebilir Al^{+3} ve Mn^{+2} 'nin bitki kökleri üzerinde doğrudan zarar meydana getirmenin yanı sıra, bitki büyümesini yavaşlatma ve patojenlere karşı direncini azaltma gibi etkileri olabilmektedir. Al^{+3} 'nin toksik etkisi ve toprak pH' sı arasındaki ilişki bazı durumlarda oldukça karmaşık bir hal alabilmektedir (organik madde Al^{+3} ile bileşikler oluşturarak bitkiler üzerindeki toksik etkiyi azaltabilmektedir) [4].

Asidik topraklar K, Ca ve Mg gibi önemli baz katyonların azlığı nedeniyle daha az verimlidir. Ayrıca azalan rizobiyolojik aktivite ve molibden (Mo)' in kil mineralleri ve Al ve Fe oksitlerce daha fazla tutulması sonucu baklagil türlerince asidik topraklarda daha az N_2 fiksasyonu gerçekleşmektedir (MoO_4^- anyonu N_2 fiksasyonunda etkili enzimlerden nitrojenaz' in önemli bir bileşenidir). Düşük pH derecelerinde biyolojik P, N ve S ayrışması da yavaşlamaktadır (Birçok bitki türü ve mikroorganizmanın aşırı asidik koşulları (pH<5) tercih ettiklerini de dikkate almak gerekir) [4].

2.2.4. Orman Ekosistemleri

Asit birikimlerinin kamuoyuna yansıyan en önemli etkileri belki de orman ekosistemleri üzerinde olanlardır. Avrupa' daki ormanların %35' inin asit birikimi etkisi altında olduğu düşünülmektedir [4].

Islak ve kuru depolama ürünleri yapraklardaki stomalardan doğrudan bitki dokularına girebilmektedir. Fotosentez amacıyla açılan stomalardan CO_2 ile beraber SO_2 ve NO_x ' de girmektedir. Bu işlem Fick yasasıyla kontrol edilir [68]. Birikim yeterince asidikse (pH ~ 3.0) yaprak ve ibre yüzeylerindeki kütikulada da zararlar oluşabilmektedir. Bu durumda mezofil hücreleri de doğrudan zarar görme riski taşımaktadır. Asidik birikim etkisinin en belirgin semptomları yaprak zararlarıdır. Sis gibi yoğunlaşma şekilleri ile SO_3 ve SO_2 gibi gaz formundaki bileşikler stomalardan yaprak içlerine girerek hücrelerin sitoplazmasındaki suyla birleşip H_2SO_4 oluşturmak suretiyle asidite ile ilişkili birçok metabolik faaliyeti etkileyebilir. Asidik birikimin yapraklarda oluşturduğu zararların mekanizması bilinmemekle beraber, genel olarak bu zararlar; epidermal hücrelerin patlaması, kütikulanın erimesi, kloroplast bozuklukları ve klorofil miktarında azalma, hücre duvarlarındaki ağların gevşemesi ve zar bütünlüğünün bozulması ve ozmotik potansiyelde azalma olarak özetlenebilir [68].

Teorik olarak olması muhtemel bu zararların deneysel bulgularla de desteklenmesi gerekmektedir;

Çınar, veymut çamı, akçağaç, meşe ve akasya' nın da dahil olduğu bir araştırmada [65], farklı asitlik derecesinde hazırlanmış yağmur suyu çözeltileri yapraklara uygulanmış, 2.0 pH derecesinin üzerindeki uygulamalarda herhangi bir fiziksel zarar (renk değişimi gibi) gözlenmemiştir. Gaz alışverişine olan etkilerin de incelendiği araştırmada günde 20 dakika asidik yağışa maruz kalan yaprakların net fotosentez aktivitesinde azalma sadece 2.0 pH derecelik uygulamada belirlenmiştir.

Yine aynı araştırmada, orman tabanından alınan yapısı bozulmamış ölü örtü örnekleri, hazırlanan farklı asidite derecesindeki çözeltilerle muamele edilmiş ve $\text{NH}_4\text{-N}$, K, Ca, Mg ve $\text{PO}_4\text{-P}$ nin artan asidite ile birlikte yıkanma miktarlarının arttığı görülmüştür. Fakat çözeltilerdeki NO_3 ün ölü örtüden geçerken tükenmesi (yine bu tükenme de asidite ile birlikte artmıştır) ilginç bir bulgu olarak değerlendirilmiştir. Nitratin mikrobiyolojik olarak tutulduğu tahmin edilmiştir. Farklı asidite derecesindeki topraklardaki bitki köklerinin madde alımı da farklı olmaktadır. *Liriodendron* da yapılan araştırmaya göre toprak çözeltilisinin pH değerinin 5.0' dan 4.0' a düşmesi durumunda önemli bir değişim olamamakla birlikte, 3.0' a düşmesi durumunda bitki kökleri tarafından kalsiyum alımı 10 kat azalmaktadır. Bitki boy büyümesinin de yine pH 2.0' ın altında olumsuz etkileneceği belirlenmiştir [65].

Genellikle akut olarak nitelendirilebilecek zararlar üzerine yapılmış olan bu çalışmaların kronik zararlar için de geçerli olduğu söylenemez, fakat çıkan sonuç 3.5' in altındaki yağışlarda ölü örtüde ve toprakta element yıkanmasının teşvik edileceğini, buna karşın tepe çatısı ile ilgili işlemlerde değişiklik olmayacağını dolayısıyla çimlenme, kök-bakteri-toprak ilişkisi, ölü örtü ayrışması ve kükürt ve alüminyum hareketleri ile ilgili çalışmalar yapılmasına da gerek olduğunu ortaya koymaktadır [65].

Raben ve ark. (2000), uzun dönem asit yükünün Saksonya (Almanya) ormanları üzerindeki etkilerini incelemişler ve birçok alanda baz doygunluk yüzdesinin %10' lara kadar düştüğünü saptamışlardır. Yine bazı topraklarda asiditenin alüminyum (3.8-4.2) ve alüminyum/demir (3.0-3.8) tamponlama seviyesine kadar düşmüş olduğu belirlenmiştir [69].

Asidik yağışların katyon yıkanması üzerindeki etkileri ile ilgili ilk araştırmalardan birisi de [70] tarafından yapılmış ve yağıştaki pH seviyesine bağlı olarak katyon yıkanma oranları tahmin edilmiştir. pH değerinin 4.0' dan 3.0' a inmesi halinde havzanın baz katyon çıkışındaki artışın 5 kattan daha fazla olabileceği ifade edilmiştir.

İkincil zararlar ile ilgili de, özellikle artan hastalık riski ve böcek sorunu konusunda, birçok araştırma yapılmaktadır. Bilindiği gibi yaprak yüzeyindeki herhangi bir yaralanma patojen organizmaların gelişimi ve yayılması için daha uygun koşulları yaratmaktadır. Asit birikiminin sonucunda yapraklarda ıslanabilirlik artmakta ki bu durum da patojen organizma popülasyonları için uygun ortamı hazırlanması anlamına gelmektedir.

De Hayes ve ark. (1999), yaptıkları uzun süreli araştırmada asit birikiminin kızıl ladin' de don zararını artırdığını, soğuğa karşı ağacın direncini 6-7 derece düşürdüğünü belirlemişlerdir [71]. Ayrıca asidik birikim sonucu oluşan düşük kalsiyum içeriğinin de yapraklarda soğuğa karşı direnci azalttığı belirlenmiştir [72].

Asit birikimi sonucu köklerde de zarar meydana gelebilmektedir. Doğrudan sülfürik ve nitrik asit teması sonucu oluşan olumsuzluklar yanında toprak suyunda Al^{+3} ve Mn^{+2} konsantrasyonlarının artması ile de büyüme ile ilgili sorunlar ortaya çıkabilmektedir. Ayrıca kronik asidifikasyon sonucu bitki besin maddesi döngülerinde farklılaşmalar ve bitkilerin madde alım oranlarında değişimler meydana gelebilmektedir [72]. Bu durum bitki beslenmesini de etkilemektedir.

Uzun dönemli çalışmalar sonucunda asit birikiminin topraktan baz katyon yıkanmasını önemli ölçüde arttırdığı belirlenmiştir. Özellikle anakaya ve ölü örtü ayrışmasının yavaş olduğu bölgelerde bu durum topraklarda baz katyon açığına neden olmaktadır.

2.2.5. Su ekosistemleri

Göl sedimentleri üzerinde yapılan araştırmalar asidik birikimlerin 18. yüzyılın ortalarında başladığını göstermektedir. Orman ekosistemlerinin günümüze dek oldukça önemli miktarda kükürt depolamalarından ötürü, birikimin günümüzde azalmasına rağmen içlerinden geçen akarsu sistemlerinde hala yüksek sülfat değerlerinin var olduğu sanılmaktadır [73].

Asit birikiminin akarsu sistemleri üzerindeki etkileri jeoloji, toprak özellikleri ve arazi kullanımı ile ilişkilidir. Sudaki anyon ve katyon konsantrasyonlarındaki yıl içerisindeki değişimler sonucu akarsuların asit nötralizasyon kapasiteleri (ANC) aylar itibarıyla değişmektedir [74]. Avrupa' da yer alan 2 havzaya ait değerler aşağıda verilmiştir (Tablo 1 ve 2).

Loch Chon (İskoçya)

Havza özellikleri: Yüksek asit birikimine maruz, yağış suyu kısmen bitki örtüsüne ve toprak tarafından tamponlanmakta, kalsiyumca zengin jeolojik materyal mevcut olup, akarsular balık yaşamını destekleyebilmektedir.

Tablo 1. Loch Chon (İskoçya) havzasına ait hidrokimyasal veriler [74].

Ekosistem bileşeni	pH	H^+	Ca^{+2}	SO_4^{-2}	Al^{+3} ($\mu g/lt$)
<i>Yük</i>			$\mu eq/m^2/yıl$		
Yağış	-	48	-	132	-
DGA	-	24	-	138	-
<i>Konsantrasyon</i>			$\mu eq/lt$		
Yağış	4.5	29	11	53	
DGA	4.8	15	50	92	
O horizonunun altında	4.2	68	-	122	
BC horizonunun altında	4.4	37	-	89	
Dere suyunda	5.1	8	72	93	129

Kelty (İskoçya)

Havza özellikleri: Yüksek sülfat ve asidik birikim, ladin tepe çatısı asidifikasyonu arttırmakta, ağaçlarca büyük oranda sülfat alınmakta fakat toprak ve jeolojik materyalin çok az tamponlama yeteneği bulunmaktadır. Bölgede birçok akarsu balık yaşamını desteklememektedir.

Tablo 2. Kelty (İskoçya) havzasına ait hidrokimyasal veriler [74].

Ekosistem bileşeni	pH	H^+	Ca^{+2}	SO_4^{-2}	Al^{+3} ($\mu g/lt$)
<i>Yük</i>			$\mu eq/m^2/yıl$		
Yağış	-	72	-	140	-
DGA	-	80	-	230	-
<i>Konsantrasyon</i>			$\mu eq/lt$		
Yağış	4.5	29	11	53	
DGA	4.2	57	45	164	
O horizonunun altında	4.0	100	-	115	
BC horizonunun altında	4.1	80	-	73	
Dere suyunda	4.5	34	48	93	140

Tatlısu ekosistemlerinde pH düzeyi 5.5' in altına düştüğünde sorunlar başlamakta, özellikle 4.0' in altına indiğinde ise birçok ekolojik olumsuzluk ortaya çıkmaktadır [biyoçeşitlilik ve birincil üretimde (fitoplankton, zooplankton ve bentik omurgasızlar) azalma, organik madde ayrışmasının yavaşlaması sonucu besin maddesi arzında yetersizlik, mantarların bakterilere nazaran etkin hale gelmesi ve Al^{+3} , Mn^{+2} ve H^+ nin artan konsantrasyonları yanında azalan Ca^{+2} miktarı] [75].

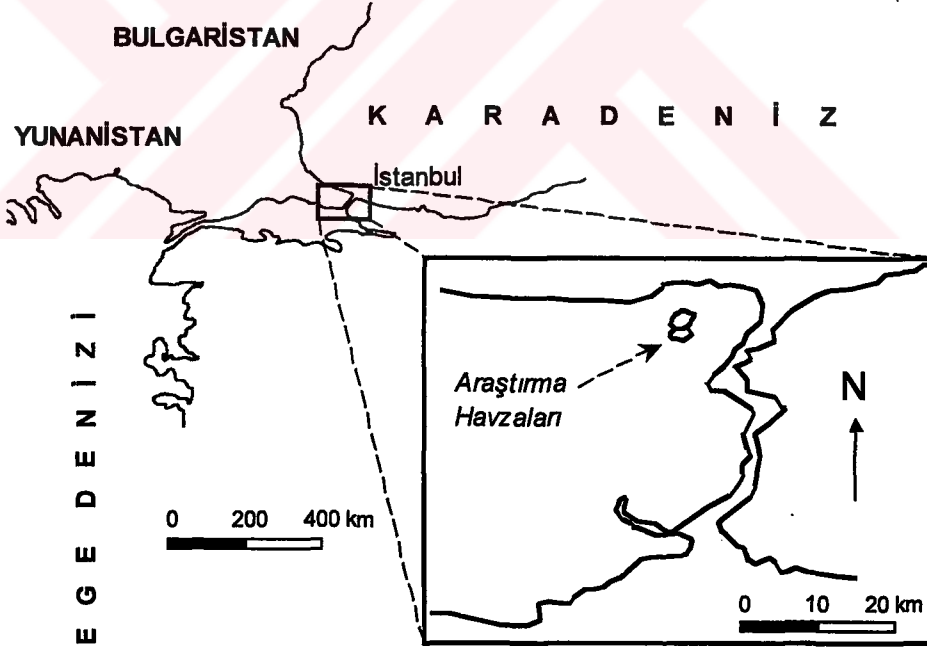
Asidik birikme balık, amfibi ve memelileri de etkileyebilmektedir. Asidik göllerde balık popülasyonunun azaldığına dair bulgular vardır. Genel anlamda pH 5.0' ın üzerindeyse çok az sorunla karşılaşmakta, 4-5 arasında birçok balık türü etkilenmekte, 3.5' in altında ise çok az balık türü yaşamını sürdürebilmektedir. Balık ölümlerinin en önemli nedeni Al^{+3} ün doğrudan toksik etkisidir [4].

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Araştırma Alanının Tanıtımı

3.1.1. Mevkii ve Örnekleme Noktaları

Araştırma havzaları İstanbul ili Avrupa yakasının Karadeniz' e yakın kuzey kesiminde yer almaktadır (Şekil 5). Araştırma alanı olarak benzer 2 adet havzanın seçilmiş olmasının nedeni karşılaştırma yapmak değildir. Yapılan çalışmaların ve ölçüm sonuçlarının doğrulamasını yapmaktır. Havza C' de yapılan ölçüm sonuçlarının ne oranda Havza D ile paralellik gösterdiği de önemli bir husustur. Yakın sonuçlar elde edilmesi durumunda araştırma bulgularının diğer benzer havzalara da yaygınlaştırılabileceği düşünülmüştür. Daha önce bölgede başlatılmış olan Ortadere Projesi kapsamında kullanılan benzer boyuttaki 2 havzadan da akım tahmini konusunda yararlanılmıştır. Ortadere projesinde yer alan iki havza A ve B havzaları olarak isimlendirilmiş, dolayısıyla bu çalışmadaki iki havza da C ve D olarak adlandırılmıştır.



Şekil 5. Araştırma havzalarının coğrafik konumu.

Belgrad ormanı Neşet suyu piknik alanı içerisinde, Büyükbente dökülen ve benzer büyüklükte (150.3 ve 134.5 ha) iki havzayı drene eden 3. ve 4. dereceden iki

dere üzerinde birer adet ve birleşmelerinden sonra da 3 adet olmak üzere 5 ayrı örnekleme noktası belirlenmiştir. Örnekleme noktalarının (ÖN) birbirleri ile olan mesafeleri oldukça yakın olup 50-60 metre civarındadır. ÖN koordinatları ve yükseklikleri Magellan 315 model bir GPS alıcısı ile belirlenmiş ve haritadan kontrol edilmiştir. Buna göre koordinatlar sırasıyla;

Tablo 3. Su örnekleme noktalarının koordinat değerleri.

Örnekleme Noktası	Koordinatlar	Yükseklik (m)
1	41° 11' 15" Kuzey 28° 58' 04" Doğu	85
2	41° 11' 13" Kuzey 28° 58' 06" Doğu	85
3	41° 11' 14" Kuzey 28° 58' 04" Doğu	84
4	41° 11' 12" Kuzey 28° 57' 55" Doğu	82
5	41° 11' 12" Kuzey 28° 57' 54" Doğu	81

olarak belirlenmiştir..

3.1.2. İklim

Belgrad Ormanı iklimi tanımlanırken Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerinden yararlanılmıştır. Herhangi bir enterpolasyon yapma gereği duyulmamıştır. Zira istasyon yüksekliği havzaların maksimum ve minimum yükseklikleri arasında kalmaktadır.

3.1.2.1. Sıcaklık

Devlet meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü tarafından sağlanan Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerine göre (1950-1996 arası) bölgede yıllık ortalama sıcaklık 12.78 °C dir. Aylık ortalama sıcaklık 4.7 °C ile en düşük değerini ocak ayında, en yüksek değerini ise ağustos ayında 21.63 °C ile almaktadır. Gözlem periyodunda gözlenen en yüksek sıcaklık 39.7 °C, en düşük sıcaklık ise -15.8 °C'dir. Yıllık sıcaklık amplitüdü ise 17.06 °C dir. Sıcaklık amplitüdünün az olmasının büyük ölçüde deniz etkisinden kaynaklandığı söylenebilir. Aylık ortalama sıcaklıkların yıl içerisindeki değişimi Ek Şekil 1'de, gözlem periyodundaki yıllık değişimi ise Ek Şekil 2' de verilmiştir. Yıllık sıcaklık değerlerinin genellikle 12-14 °C' ler arasında değiştiği, en sıcak yılın 13.98 °C ile 1966 yılı, en soğuk yılın ise 11.88 °C ile 1959 yılı olduğu görülmektedir.

3.1.2.2. Yağış

Bahçeköy meteoroloji İstasyonunda kaydedilmiş 1950-1996 arasındaki yağışın zaman serisi Ek Şekil 3’de, aylık ortalama yağışların yıl içerisindeki değişimi ise Ek Şekil 4’ de verilmiştir. Yıllık yağış verilerinin zaman serisi oluşturulurken eksik verilerin tamamlanmasında otoregresif bir denklemden yararlanılmıştır. Bölgede yıllık yağışlar 700-1600 mm değerleri arasında (1090.5 mm ortalama) değişmektedir. En düşük yağış 1989 yılında (694 mm), en yüksek yağış ise 1981 yılında (1594.6 mm) görülmüştür.

Öte yandan yağışın yıl içerisindeki dağılımına bakıldığında en yağışlı ayın 161.50 mm ile ocak ayı, en kurak ayın ise 34.80 mm ile temmuz ayı olduğu görülmektedir.

3.1.2.3. Bağıl Nem

Bölgede bağıl nemin yıl içerisinde oldukça homojen olduğu söylenebilir. Yıllık ortalama bağıl nem %83 dür. En yüksek olduğu aylar Kasım, Aralık (%86) ve Ocak, en düşük olduğu aylar ise Temmuz ve Ağustos (%80) aylarıdır. Bağıl nemin yıl içerisindeki değişimi Ek Şekil 5’ de verilmiştir.

3.1.2.4. İklim Tipi

Erinç’ in Yağış Etkenliği İndisi’ne göre ($I_m = 50.5$) araştırma sahasının yer aldığı bölgenin iklim tipi “nemli” sınıfına girmektedir. Thorntwaite yöntemine göre ise bölgenin iklimi B3B1’sb4’ sembolleri ile ifade edilmekte, “nemli, mezotermal, yazın orta derecede su açığı olan, deniz etkisine yakın” olarak tanımlanmaktadır. Su bilançosu tablosu ve grafiği’nden (Ek Tablo 1, Ek Şekil 6) su açığı olan aylar görülebilir. Su bilançosu çıkarılırken 1948-1991 arası ölçülmüş verilerden yararlanılmıştır.

3.1.3. Vegetasyon

Araştırma sahasının içinde bulunduğu Belgrad Ormanı Mayer’ in iklim esaslı zonlarından Castanetum ile Fagetum’ a girmektedir. İklim değerlerine göre de Castanetum zonuna daha yakındır [76].

Her iki havza içerisinde çok çeşitli çalı ve boylu ağaç türleri mevcuttur. Yine de ağırlıklı meşcere yapıları meşe (*Quercus* sp.), kayın (*Fagus* sp.) ve gürgenden (*Carpinus* sp.) oluşmaktadır. Az miktarda da olsa ağaçlandırma yolu ile gelişen saf karaçam meşcereleri vardır. Genellikle kapalılık 1.0’ e yakındır yani tepe çatısı toprak yüzeyini tam olarak örtmektedir. Alt tabakadaki yalancı maki elemanları *Erica*, *Cistus*, *Arbutus* ve *Spartium* türleridir. Meşcereler ağırlıklı olarak b ve c çağlarındadır. Ölü örtü ayrışma hızı sıcaklık ve nem koşulları nedeniyle oldukça iyidir. Buna rağmen toprak üzerinde yer yer 15 cm’ ye varan kalın ölü örtü tabakalarına rastlanmaktadır [76].

3.1.4. Jeolojik Yapı ve Toprak

Özhan (1977), çeşitli kaynaklara dayanarak Belgrad Ormanında jeolojik yapıyı Karbonifer ve Neojen formasyonunun oluşturduğunu belirtmektedir. Neojen materyal Karbonifer şistleri (Trakya Formasyonu) üzerinde yatmakta ve kumlu killi balçık-kumlu balçık veya balçık hamuru içinde çakıllı tabakalardan meydana gelmektedir. Bu kumlu ve çakıllı tabakalara “Belgrad Çakılları” veya “Belgrad Formasyonu” denilmekte ve bunların vaktiyle akarsular tarafından terk edilen fluviatil tortullar olduğu ileri sürülmektedir. Neojen formasyonu üzerinde genellikle derin topraklar oluşmuştur. Karbonifer grovak şistleri Alt Karbonifer’ de oluşmuş, dik yamaçlarda ve çok az görülmekle beraber tümsek ve dere tabanlarında Neojen tabakasının aşındığı yerlerde ortaya çıkmıştır. Bu anamateryalin yüzeye çıktığı yerdeki toprak geçirimli, taşlı, sıg veya orta derindir. Belgrad Ormanındaki karbonifer formasyonu içerisinde kireçtaşı bulunmadığı birçok araştırmacı tarafından ifade edilmiştir [76].

Yalçınlar ve Bayram tarafından hazırlanan jeoloji haritalarına göre araştırma havzaları neojen (pliosen) materyal üzerinde yer almaktadır (Şekil 6). Bu nedenle her iki havzada da kumlu, çakıllı, kireçsiz ve derin topraklar bulunmaktadır.

3.1.5. Araştırma Alanının Fizyografik Özellikleri

Bu özellikler araştırma alanını oluşturan 2 havzanın her biri için ayrı ayrı hesaplanmıştır.

Ortalama yükseklik

Ortalama yükseklik ;

$$\hat{h} = \Sigma (a.h) / A \quad (m)$$

formülü ile hesaplanmış olup burada;

$\hat{h}$: Havzanın ortalama yüksekliği (m),

a: İki eşyükselti eğrisi arasında kalan alan (m²),

h: İki eşyükselti eğrisi arasındaki ortalama yüksekliği (m) ifade etmektedir.

Buna göre Havza C ve Havza D’ nin ortalama yükseklikleri sırasıyla 145.26 m ve 122.32 m’ olarak hesaplanmıştır. Deniz seviyesinden yükseklik ıslak ve kuru depolama miktarları üzerinde etkili bir özellik olması nedeniyle büyük önem taşımaktadır.



Şekil 6. Araştırma havzalarının yer aldığı jeolojik yapı.

Ortalama eğim

$$\text{Ortalama eğim (s)} = D.L.100 / A (\%)$$

D: İki eşyükselti eğrisi arasındaki yükseklik farkı (m),

L: Havzadaki eşyükselti eğrilerinin toplam uzunluğu (m),

A: Havza alanı (m²)

Ortalama eğimler yine sırasıyla % 21.6 ve % 18.96 dir.

Havzaların Şekli

Havzanın şeklini tanımlamak için form faktörü, dairesellik ve uzunlaşma oranları belirlenmiştir.

Form faktörü

Form faktörü, havzanın ortalama genişliğinin, havza uzunluğuna bölünmesiyle hesaplanır [77];

$$\text{Form faktörü (F)} = b / L \quad (\text{boyutsuz})$$

Havzanın ortalama genişlik formülü:

$$b = A / L \quad (\text{km})$$

b: Havzanın ortalama genişliği (km),

L: Havza uzunluğu (km),

A: Havza alanı (km²).

Havza C' nin form faktörü 0.40, Havza D' nin ise 0.88' dir. Form faktörü genellikle 0-1 aralığında değişen bir katsayıdır. Daha düşük form faktörü değerine sahip olması Havza C' nin dar, buna karşın Havza D' nin daha yayvan bir şeklinin olduğunu göstermektedir. Form faktörü bakımından her iki havza arasında önemli bir fark olması konsantrasyon zamanı, akış türü, katsayısı ve hızı bakımından da farklılıklar olabileceğini akla getirmektedir.

Dairesellik oranı

Dairesellik oranı, havza alanının, havzanın çevre uzunluğuna eşit çevre uzunluğuna sahip bulunan bir dairenin alanına bölünmesiyle elde edilir [77]:

$$\text{Dairesellik oranı } (C_R) = A / A_d \quad (\text{Boyutsuz})$$

A_d : Havzanın çevre uzunluğuna eşit dairenin alanı (km^2).

Havza C' nin dairesellik oranı 0.70, Havza D' nin 0.66' dır. Jeolojik yapı bakımından homojenlik gösteren küçük havzalarda bu oran 0.6-0.7 arasında değişmektedir. Buna karşılık, nisbeten heterojen bir jeolojik yapıya sahip havzalarda bu oran uzunlamasına bir havza şeklini temsil ederek 0.4-0.5 arasında değişebilmektedir. Buradan da havza jeolojisinin homojenliği hakkında bir fikir sahibi olmak mümkündür [77, 110].

Uzunlaşma oranı

Havza şeklinin dar veya geniş oluşunu gösteren bu parametre, havza alanına eşit alana sahip bir dairenin yarıçapının, havzanın maksimum uzunluğuna bölünmesiyle elde edilir [77].

$$\text{Uzunlaşma oranı } (E_R) = A_r / L \quad (\text{Boyutsuz})$$

A_r : Havza alanına eşit bir alana sahip dairenin yarıçapı (km).

Uzunlaşma oranı Havza C için 0.35, Havza D için ise 0.42 hesaplanmıştır.

Havzalar şekil itibarıyla birbirlerinden farklı görünmelerine rağmen dairesellik oranı gibi uzunlaşma oranı değerleri de birbirine yakın çıkmıştır.

Havzaların Drenaj Durumu

Bir havzanın drenaj durumu, o havzadaki doğal drenaj kanallarını oluşturan ana mecrâ ve ona bağlı bulunan çok çeşitli ve değişik derecelerdeki yan kolların veya derelerin havzaya düşen yağış sularını boşaltabilme yeteneği veya kapasitesi olarak tanımlanmaktadır [78]. Bu kapasiteyi ifade edebilmek amacıyla geliştirilen yöntemler şunlardır;

Dere sıklığı

Dere sıklığı bir havzadaki birim alana düşen dere sayısını ifade eder [77]. Dere sayısının belirlenmesine yönelik çok çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Bunlardan en yaygın olanları Horton ve Strahler tarafından önerilenlerdir. Burada Strahler yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntemde aynı dereceden iki derenin birleşmesiyle bir üst dereceden dere oluşmaktadır [79].

$$\text{Dere sıklığı } (C_F) = N_s / A \quad (\text{adet/km}^2)$$

N_s : Havzadaki toplam dere sayısı (adet).

Havza C' in dere sıklığı 18.63 adet/km², Havza D' nin ise 12.64 adet/km² dir. Bu katsayı ne kadar büyükse havzanın da drenaj durumu o kadar elverişlidir denilebilir [77].

Drenaj yoğunluğu

Drenaj yoğunluğu, havzada bulunan bütün derelerin toplam uzunluğunun, havzanın alanına bölünmesiyle elde edilir.

$$\text{Drenaj yoğunluğu } (D_D) = \Sigma L / A \quad (\text{km}^{-1})$$

ΣL : Havzada bulunan tüm derelerin toplam uzunluğu (km).

Drenaj yoğunluğu Havza C için 4.42 km⁻¹, Havza D için ise 3.94 km⁻¹ dir. Genel olarak küçük drenaj yoğunluğu değerleri reliyefin alçak olduğu ve arazinin sık bir vejetasyon örtüsü ile kaplı bulunduğu havzalarda ve alt toprağın çok dayanıklı veya geçirgen olduğu bölgelerde görülmektedir [77]. Ayrıca yüksek drenaj yoğunluğu daha fazla sediment taşınımı anlamına gelmektedir [79].

Çatallaşma oranı

Çatallaşma oranı drenaj sistemdeki çatallaşmayı ifade eden bir katsayıdır [80].

$$\text{Çatallaşma oranı } (R_b) = N_u / N_{u+1} \quad (\text{Boyutsuz})$$

N_u : u. Dereceden dere sayısı,

N_{u+1} : u+1. dereceden dere sayısı.

R_b değeri C havzası için 2.8, D havzası için ise 4.5' dir.

D havzasında daha yüksek çatallaşma olması dere boyunca daha düzensiz bir akışı ifade etmektedir. Çok sayıda küçük dereceden derenin bir üst dereceden bir dereye bağlanması akımda ani yükselmeler yaratabilmektedir.

3.2. Hidrolojik Değerlendirme ve Akım Tahmini

3.2.1. Yağış Özellikleri

Modelleme ve yağış-akış ilişkisinin ortaya konulabilmesi bakımından bölgenin yağış özelliklerinin incelenmesi zorunluluk arz etmektedir. Bu bölümde Belgrad ormanının yağış karakteristikleri ortaya konulmaya çalışılmıştır.

İlk etapta 1980-1993 arasında meydana gelen tüm (2000 civarında) günlük yağış değerleri incelenmiştir. Bu yağışların tanımlayıcı istatistikleri verilmiştir (Tablo 4).

Tablo 4. Bölgedeki yağışın bazı istatistiksel özellikleri.

Değişken	N	Aralık	Min.	Max.	Ort.	St.S.	Eğikl.	Basıkl.
Yağış(mm)	1932	212.5	0.1	212.6	8.22	12.75	4.57	43.02

Daha sonra günlük yağışların dağılımı incelenmiş, normal dağılım göstermedikleri belirlenmiştir (Kolmogov-Smirnof; $Z=11.528$, $p=0.000$). Günlük yağışların dağılımına en çok uyan teorik dağılım bulunmaya çalışılmıştır [81, 82]. Gamma, Weibull ve Lognormal dağılımlar oldukça tatminkar sonuçlar verirken Beta, Kikare, Üstel, Pareto, Normal, Yarı-Normal ve Student t dağılımlarının uymadıkları tespit edilmiştir.

Sonuçta Weibull dağılımının günlük yağış verilerine en iyi uyan teorik test dağılımı olduğu belirlenmiştir (Ölçek=6.3188, Şekil=0.7605).

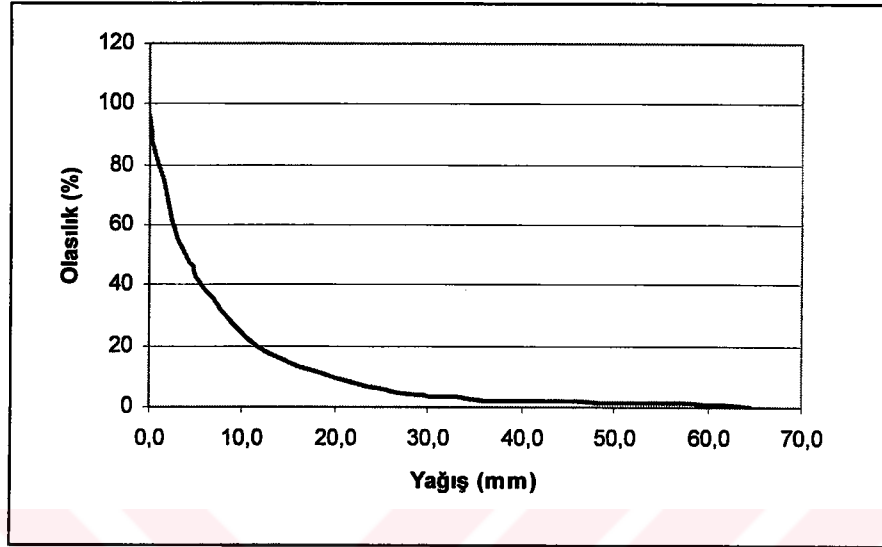
Bu sayede belirli bir günlük yağış miktarından daha yüksek bir yağış oluşma olasılıkları saptanmıştır (Tablo 5, Şekil 7).

Tablo 5. Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerine göre günlük herhangi bir yağış miktarından daha yüksek yağış oluşma olasılıkları.

Yağış (mm)	Olasılık (%)	Yağış (mm)	Olasılık (%)	Yağış (mm)	Olasılık (%)	Yağış (mm)	Olasılık (%)
0.1	96	3.9	50	11.7	20	28.7	4
0.3	91	4.8	46	14.2	16	32.1	3
0.5	86	5.0	43	18.4	11	38.2	2
1.2	75	6.0	38	22.0	8	54.6	1
2.4	62	9.6	25	25.0	6	> 64.6	~0

Buna göre 64.6 mm büyüklüğünde veya daha büyük bir günlük yağışın herhangi bir yağış olayında gerçekleşme olasılığı sıfıra yakındır. 9.6 mm lik bir yağışın olasılığı ise 0.25 dir. Ayrıca meydana gelen yağışların %96 si 0.1 mm den daha yüksek

olmaktadır ve aritmetik ortalamadan (8.22mm) daha yüksek bir yağış olma olasılığı ise %30 dur. Bu durum günlük yağış olaylarının değerlendirmesinde örnek parametrelerinin istatistiksel anlamda bir öneminin olmadığını göstermektedir (Parametrik olmayan dağılım).



Şekil 7. Bahçeköy Meteoroloji İstasyonu verilerine göre yağış olasılık grafiği.

3.2.2. Akım Tahmini

Araştırma havzalarındaki madde döngülerini kütleli ve eşdeğer olarak ortaya koyabilmek için her iki havza için akım tahmini yapılması gerekmektedir. Bu amaçla güncel akım ve ET tahmini yöntemleri incelenmiş ve bunlar aşağıda özet olarak açıklanmıştır;

Hidroloji Enstitüsü Kavramsal Modeli,

İngiltere’ de geliştirilmiş olan model, havza sistemini tanımlayan akım süreklilik denkleminin açılımıyla elde edilen hidrolojik olayların, ampirik denklemlerle çözümünü öngören kavramsal yapıda, tekil girdiye karşı tekil çıktı üreten bir bileşenler bütünüdür. Her kavramsal model gibi hidrolojik sistemi en iyi şekilde ifade etmek amacıyla oluşturulmuştur. Özhan (1996) tarafından Belgrad Ormanı koşullarında modelin uygulaması yapılmış ve tatminkar sonuçlar elde edilmiştir [83].

Müftüoğlu tarafından geliştirilen İki Boyutlu Birim Hidrograf Modeli,

Bu model tamamen stokastik karakterli bir kapalı kutu modeli olup, ölçülmüş yağış akış verileriyle kalibre ve optimize edilmekte ve söz konusu havzada geriye veya ileriye doğru sentetik akış serileri türetilmektedir. Model, Müftüoğlu tarafından [84]’ de ortaya atılan eğrisel ve entegre parametreler taşıyan ikinci dereceden

basitleştirilmiş bir denklem takımını temel almaktadır. Modelin hafıza uzunluğu 12 güne kadar çıkabilmektedir. Modelin optimizasyonu gerçekleştirildiğinde bulunan çekirdek parametrelere davranış fonksiyonu denilmektedir. Daha sonra aynı araştırmacı bu modeli aylık verilere de uygulamış [85] ve oldukça tatminkar sonuçlar elde etmiştir.

Modelin en büyük dezavantajı, gerekli yazılım hazırlanmadan uygulanmaya kalkışıldığında çok büyük zaman ve matematiksel işlem gerektirmesidir. Ayrıca kalibre ve optimize edildiği havzada uygulanmasının zorunlu olması da önemli bir sınırlayıcı faktör olarak karşımıza çıkmaktadır.

FAO tarafından önerilen Penman-Monteith Denklemi,

Penman denklemi orman ekosistemlerindeki buharlaşmayı tahmin amacıyla ülkemizde ilk kez Özhan [86] tarafından kullanılmıştır. Penman 1948' de standard iklim verileri (güneş ışını, sıcaklık, nem ve rüzgar hızı) kullanılarak açık su yüzeyinden buharlaşmayı hesaplamak için enerji dengesi ile kütle dönüşüm metodunu birleştirmiştir. Bu kombinasyon metodu daha sonra birçok araştırmacı tarafından genişletilmiş ve geliştirilmiştir. İşin içine vejetasyon faktörü de girdiğinde iki önemli direnç faktörü ortaya çıkmakta; birincisi aerodinamik direnç, diğeri ise yüzey direnci. Bu iki faktörün rol aldığı vejetasyon etkileşimi çok daha karmaşık bir olgu olmasına rağmen ölçülen ve hesaplanan ET değerleri arasında özellikle üniform çim referans yüzeyleri için iyi korelasyon ilişkileri bulunmuştur. Penman-Monteith Denklemi [87];

$$\lambda ET = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho_a c_p (e_s - e_a) / r_a}{\Delta + \gamma (1 + r_s / r_a)}$$

R_n : Net radyasyon,

G : Toprak ısı akışı,

$(e_s - e_a)$: Havanın buhar basıncı açığı,

ρ_a : Belli basınçta ortalama hava yoğunluğu,

c_p : Havanın spesifik ısısı,

Δ : Doygun buhar basıncı-sıcaklık ilişkisinin eğimi,

γ : Psikrometrik sabit,

r_s : Yüzey direnci,

r_a : Aerodinamik direnç.

Denklem karmaşık görünmesine rağmen birçok basitleştirilmiş şekli mevcuttur ve eksik veriler de ampirik yöntemlerle tamamlanabilmektedir. Fakat basitleştirmek ve eksik verilerle işlem yapmak zaten gerçekte otsu yüzeylerde iyi sonuç veren denklemin hassasiyetini büyük ölçüde düşürmektedir. Bölgede ölçülmüş yağış-akış verileri bulunmaması durumunda kullanılabilecek bir yöntem olduğu söylenebilir.

ABD Ordu Mühendislik Birliği (USA Army Corps of Engineers)' nin en güncel akım tahmin modeli olan HEC-HMS 2.0,

ABD Ordu Mühendislik Birliği akım tahmini konusunda dünyanın belki de en prestijli kurumudur ve sivil amaçlar için bugüne dek çok sayıda model bu kuruluşa ait laboratuvarında geliştirilmiştir. HEC-HMS (Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System) 2000 Haziran ayında geliştirilmiş ve daha önceki HEC yazılımlarının aksine Windows ortamında çalışan bir program olarak hazırlanmıştır. Model alt havzalar, akarsu sistemleri ve rezervuarlardan oluşmaktadır [88].

Örneğin bir alt havzanın hidrolojik davranışı üç bileşenle temsil edilmektedir. Bunlar kayıp miktarı (loss rate), dönüştürme (transform) ve taban suyu (baseflow) akışıdır. Her bileşeni hesaplamak için kullanıcı istediği yöntemi seçebilmektedir. Kayıp miktarı için Green&Ampt, SCS Eğri Numarası, Sabit bir değer, Gridli SCS Eğri Numarası ve benzer yöntemler, dönüştürme bileşeni için SCS, Snyder, Kinematik dalga, ModClark ve benzeri, taban suyu için ise doğrusal rezervuar, azalan veya aylık sabite ve benzeri yöntemler kullanılabilir.

Daha birçok özelliği bulunan modelin en büyük dezavantajı ise 1 km² den daha küçük havzalarda kullanılamamasıdır.

Coweeta Hidroloji Laboratuvarı ve Georgia Üniversitesinin ortak ET tahmin modeli olan PROSPER [4],

PROSPER de Penman-Monteith gibi fiziksel temellere dayanan bir model olmasının yanında Coweeta Ormanında iyi sonuçlar verdiği de ispatlanmıştır [89]. Fakat vejetasyonla ilgili gerekli parametreler Belgrad ormanı için yetersizdir ve birtakım ön çalışmalar yapılmadan uygulanması sakıncalar yaratabilecektir. Modelin Belgrad ormanına uygulanması ile ilgili bir çalışma Wayne Swank ve Nihat Balcı ve ark. tarafından yürütülmektedir ve bu çalışma sonuçlanmadan modelin kullanılması sakıncalı olabilecektir.

Yukarıdaki modeller tüm dünyada ormanlık havzalarda kullanılan en güncel yöntemler olmalarına rağmen mevcut koşullar altında kısaca değinilen sakıncaları nedeniyle araştırma havzalarına uygulanmalarının doğru olmayacağı düşünülmüş ve Belgrad ormanı koşullarında basit stokastik ve ampirik bir model geliştirilmesine ve bunun kullanılmasına karar verilmiştir. Bu model geliştirilirken İ.Ü.Orman Fakültesi Havza Amenajmanı Anabilim Dalı tarafından araştırma havzası olarak kullanılan iki havzanın (bundan sonra A ve B havzaları olarak bahsedilecektir) akış verilerinden yararlanılmıştır. Yağış verileri de Bahçeköy Meteoroloji İstasyonundan alınmıştır.

Stokastik Akım Modeli

Belgrad ormanı akımlarını tahmin etmek için öncelikle bölgenin yağış akış özelliklerinin belirlenmesi gerekmektedir. Bu amaçla A ve B havzalarının karşılıklı ve A'nın tekil yağış akış özellikleri (1979-1993 arası) incelenmiştir. Çıkarılan sonuçlar şöyle özetlenebilir:

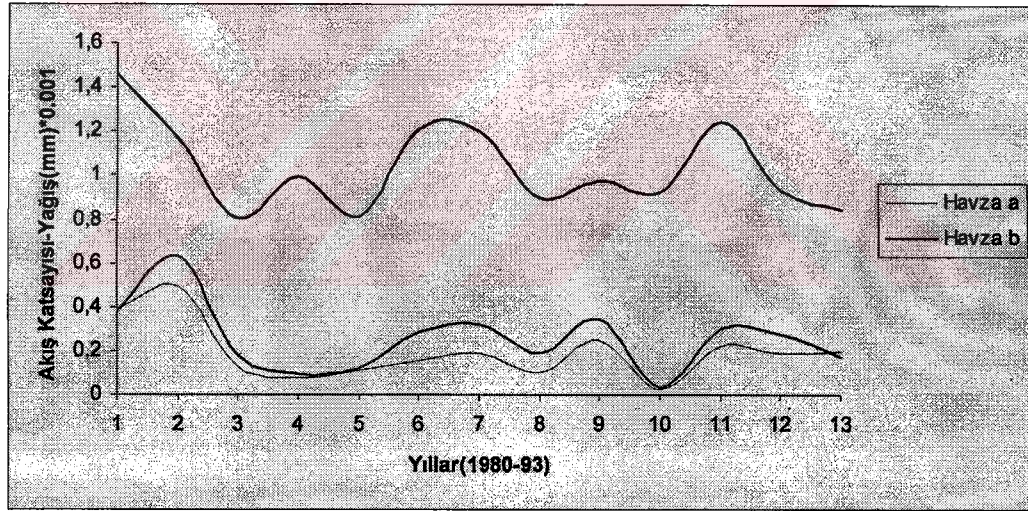
- Havzaların akış katsayıları (k) yıllar itibariyle birbirine çok yakındır ve değişimleri %88 oranında ($r=0.936$) regresyon denklemiyle açıklanabilmektedir ($y=-0.0072+0.7882*t$). Fakat aralarında aritmetik ortalama bakımından fark vardır ($p=0.007$). Akış katsayısının yıllık yağışla olan ilişkisi de istatistiksel olarak ortaya konmuştur. Zira 1980-1993 yılları arasındaki yıllık yağışla *havza A* ve *havza B* akış katsayıları (k_a, k_b) arasında anlamlı düzeyde korelasyon vardır, üstelik korelasyon ve regresyon katsayıları ($r_1, r_2, b_{01}, b_{11}, b_{02}, b_{12}$) katsayıları birbirine çok yakındır (sırasıyla $r_1=0.600^*, r_2=0.598^*$).

$$k_1 = -0.1982 + 0.0004*t$$

(k_1 : *Havza A* akış katsayısı)

$$k_2 = -0.2093 + 0.0005*t$$

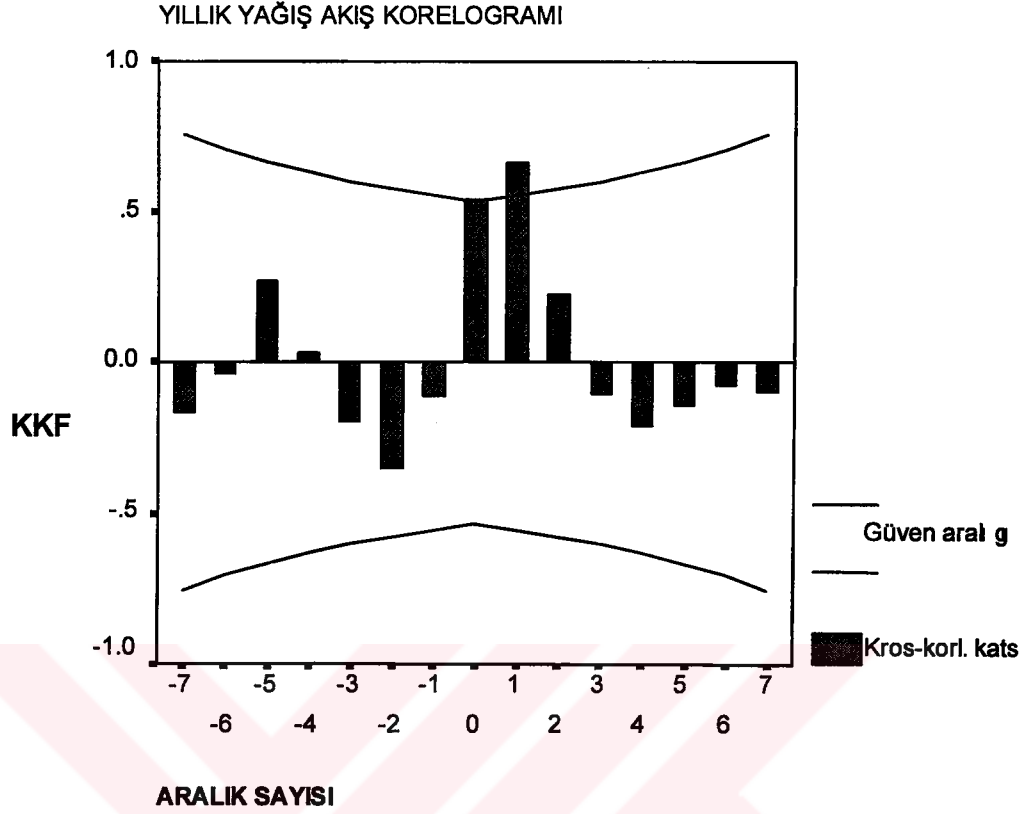
(k_2 : *Havza B* akış katsayısı, t : Yıllık yağış(mm))



Şekil 8. Havza A ve B' nin akış katsayılarında 1980-93 yılları arasında meydana gelen değişimler.

Bu durumda herhangi bir yağış akış modelinin (ampirik de olsa) her iki havzaya da uyarlanabileceği düşünülmektedir.

- Havzanın akış katsayısı o yılın yağış miktarıyla ilişkilidir ($r = 0.541^*$), fakat daha çok bir önceki yılın yağış miktarından etkilenmektedir ($r_1=0.661^{**}$), daha önceki yılın yağış miktarından ise çok az etkilenmektedir ($r_2=0.223$). Üçüncü yılda ise korelogram eksiye inmektedir (Şekil 9).

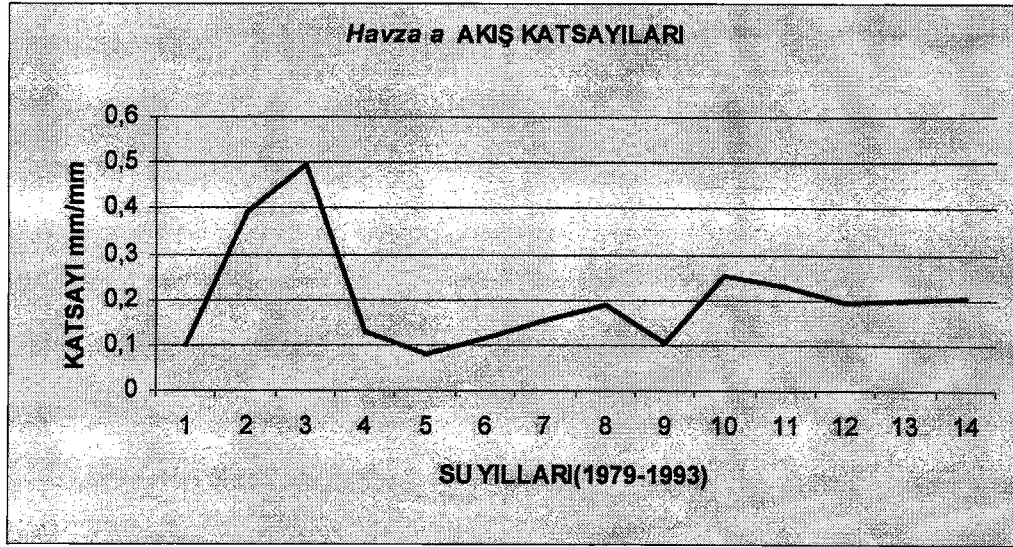


Şekil 9. Ortadere 1 numaralı araştırma havzası için (Havza A) yıllık (1979-93) yağış-akış verilerinin kros-korelasyon katsayılarıyla oluşturulan korelogram.

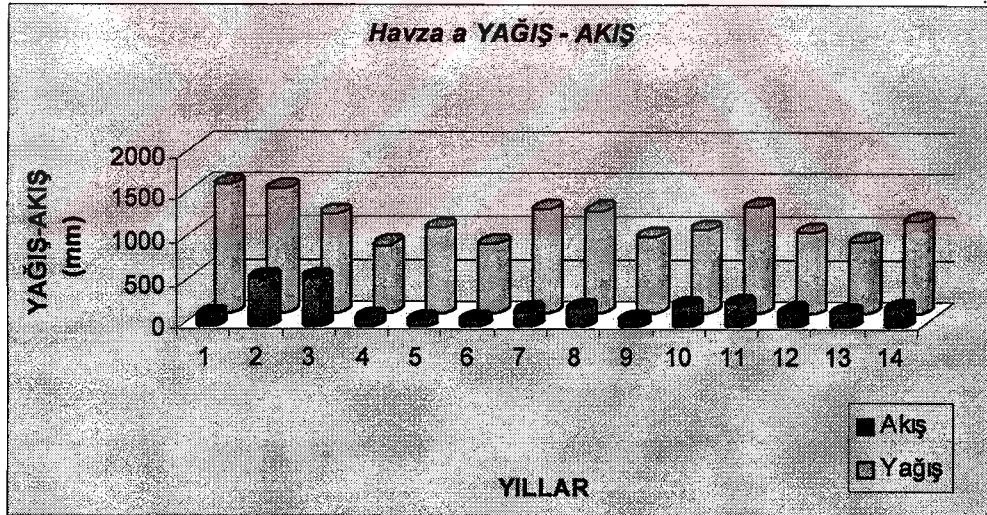
Bu durum iki önemli sonuç doğurmaktadır;

1. Havzanın toprak bileşeninde tutulan su miktarı her yıl için sabit olmayıp bir sonraki ve hatta az da olsa iki sonraki yılın akımına katılabilmektedir. Yani herhangi bir yılın yağışı ertesi yılın ve bir ertesi yılın akış miktarını etkilemektedir.
 2. Yağış akış modellemesinde bu durum dikkate alınmalı, önceki iki yılın akımları da göz önünde bulundurulmalıdır.
- Yıllık akış katsayıları oldukça değişkendir (%8.17-49.6) (Şekil 10). Bu değişken katsayıların ortaya çıkmasına yağış anomalileri neden olmaktadır. Zira ormanlık olması nedeniyle havza sisteminin ardışık yıllarda durağan bir yapısı olması gerektiği düşünülmektedir.

Doğal olarak yüksek yağış gözlenen yıllarda ve ardışık yıllarda yüksek akış katsayısı görülmektedir (Şekil 11).



Şekil 10. Havza A yıllık akış katsayıları.



Şekil 11. Havza A yıllık yağış ve akış değerleri (1979-1993 su yılları için).

- Akımların yıl içerisindeki değişimlerine bakıldığında yine yıllar itibariyle değişiklikler olduğu görülmektedir. Örneğin 1980-81 su yılında yağış akış arasındaki 0 ve 1 aralıklı kroskorelasyonların oldukça güçlü olduğu, buna karşın 1983-84 su yılında ise hiç anlamlı korelasyona rastlanmadığı belirlenmiştir. Toplamda ise anlamlı (% 5) r_0 , r_1 , r_2 ve r_3 değerleri bulunmuştur. Dolayısıyla genel olarak herhangi bir ayın akımının o ayın ve ondan önceki 3 ayın yağışından olumlu yönde etkilendiği sonucu ortaya çıkmaktadır. Fakat bu etki düzeyi her yıl için

farklılık göstermektedir. Yine de çoğu yılda aylık akımın aylık yağıştan güçlü bir şekilde etkilenmesi nedeniyle aylık yağış akış ilişkilerinden yola çıkarak bir stokastik model oluşturulabileceği düşünülmüştür.

Tablo 6. Yıllık yağış-akış değerleri arasındaki kroskorelasyonlar.

<i>Su yılı(Ek-Eyl)</i>	<i>Yağış(mm)</i>	<i>Akış(mm)</i>	<i>Akış kats.</i>	r_0	r_1	r_2	r_3
1979-80	1518.8	149.7	0.098565	0.690	0.721	-	-
1980-81	1463.8	571.394	0.39035	0.875	0.577	-	-
1981-82	1164.7	578.027	0.496288	0.771	0.587	-	-
1982-83	800.5	104.882	0.13102	0.601	0.785	-	-
1983-84	994.8	81.2929	0.081718	-	-	-	-
1984-85	815.6	92.3963	0.113286	-	-	0.785	-
1985-86	1211.1	184.084	0.151997	-	-	-	0.743
1986-87	1198.5	225.902	0.188487	0.598	-	-	-
1987-88	896.1	94.1988	0.105121	0.645	-	-	-
1988-89	976	248.073	0.254173	0.693	0.647	-	-
1989-90	1248.4	283.906	0.227416	-	-	-	-
1990-91	938.3	180.731	0.192615	0.618	-	-	-
1991-92	844.8	165.983	0.196476	0.628	-	-	-
Ortalama	1082.415	227.736	0.202116	0.621	0.467	0.331	0.176

Kabuller

Her yağış akış modeli birtakım kabulleri içermek durumundadır, çünkü havza sisteminin tamamıyla tanımlanması şu anki hidroloji bilgimiz dahilinde mümkün görünmemektedir. Dolayısıyla öne sürülen modelde de birtakım ayrıntılı alt bileşenleri incelemek ve içermek yerine bazı kabullere gidilmesi zorunludur [4]. Bunlar şöyle sıralanabilir:

- Yıl içerisindeki herhangi bir aydaki(örneğin ocak) vejetasyon yapısı, biyolojik kütle ve toprak yapısı modelin kapsadığı yıllar boyunca aynıdır. Ayrıca sıcaklık koşullarının da aynı olduğu, dolayısıyla evapotranspirasyonun sabit olduğu kabul edilmektedir. Böylece bir yıl yağışa karşı birbirinden farklı davranış gösteren 12 aylık bileşenlere ayrılabilir.
- Yıl içerisindeki herhangi bir ayın akımı tamamen o ayın ve bir önceki ayın yağışıyla ilişkilidir (Bu kabulün doğru olmadığı aslında aylık akımın önceki ayların akımlarından da etkilenebildiği yukarıda ispatlanmıştı. Fakat genel olarak aynı ayın ve önceki ayın yağışının en etkili bileşenler olduğu kabul edilmektedir).
- Yağış şiddeti ve tipi her ay için aynıdır. Bu belki de en riskli kabuldür. Çünkü aynı ay içerisinde farklı tipte ve şiddette yağışlar görülebilmektedir. Yani yağışın tipi ve şiddeti aylar itibarıyla pek belirgin değildir. Örneğin bilindiği gibi

yazın ortasında çok şiddetli yağabilecek 20' mm lik bir yağış büyük ölçüde yüzeysel akış meydana getirip dere akımını etkileyebileceği gibi aynı miktardaki az şiddetli bir yağış belki de tamamen ET ile sistemden uzaklaştırılacaktır. Böyle olaylara aslında daha çok kış aylarında rastlanmaktadır. Çünkü toprak doygun olduğu için havzanın yağışı akışa dönüştürme dinamiği yağış şiddeti ve miktarındaki değişimlere yaz aylarına nazaran daha hassas olmaktadır. Yaz ayları için ise yine önemli bir sorun akışın yağışa karşı çok tepkisiz olmasıdır. Örneğin 1988 Ağustosunda meydana gelen 0.3 mm' lik yağışa karşılık akış 0.37' mm iken, bir sonraki yılda 26.9' mm lik yağışa karşılık 0.33' mm lik akış gözlenmiştir. Dolayısıyla yaz aylarındaki akışlar daha çok önceki ayların akışlarıyla orantılı olmaktadır. Bu da bizi aslında her ayın birbirinden farklı hafızası (akıma etki eden en önceki yağış olayıyla meydana gelen akım arasındaki süre) olduğu sonucuna götürmektedir. Hafızanın genellikle yaz ayları için daha uzun ve eğrisel olduğu sanılmaktadır.

Model Yapısı

Akım tahmini, besin maddesi döngüsünü kütle ve yük dengesine getirmek amacıyla yapılmaktadır, bu nedenle modelin oldukça basit bir yapısı vardır ve direkt akışı vermektedir (Etkin yağış ve artık yağışın hesaplanmasına gerek yoktur).

Oluşturulan stokastik model *Havza A'* ya ait Ortadere Araştırma Projesi kapsamında ölçülmüş 14 yıllık yağış-akış verilerine dayanmaktadır. Havzanın yağış akışa dönüştürme mekanizmasının incelenmesi ve denklemlere dönüştürülmesi bu verilere dayanmaktadır.

Aylık akım tahmin bileşeni

Aylık akım tahmin bileşeni *Havza A'* nın 1979-1993 yılları arasındaki yağış akış verilerinden türetilmiş aylık olarak yağış-akış arasındaki eğrisel ilişkiye dayanan eğrisel denklem takımudur. Her ay için farklı bir denklem oluşturulmuştur. Dolayısıyla aylık yağıştan, aylık akım, eğrisel bir denklem yardımıyla bulunmaktadır. Aylık akımların toplanmasıyla da yıllık akımlar bulunmaktadır.

Ayrıca modelde önceki ayın etkisini yansıtan “κ” katsayısına ve yine önceki yılın etkisini yansıtan “γ” katsayısına yer verilmiştir.

n. ayın akımı:

$$Q_n = EQ \pm \kappa$$

$$\kappa = f(x_{n-1} - x_{n-1\text{ort}})$$

EQ: n. ayın yağışı ile akışı arasındaki doğrusal veya eğrisel regresyon denklemi,
 x_n : n. ayın yağışı,
 $x_{n-1\text{ort}}$: n-1. ayın ortalama yağışı,

t yılının akımı:

$$Q_t = \sum Q_n \pm \gamma$$

$$\gamma = f(x_{t-1} - x_{\text{ort}})$$

x_{t-1} : t-1. t-1 yılının yağışı,

x_{ort} : yıllık ortalama yağış.

κ ve γ : aylık ve yıllık düzeltme faktörleri,

$f(x)$: En iyi uyum gösteren matematiksel fonksiyon.

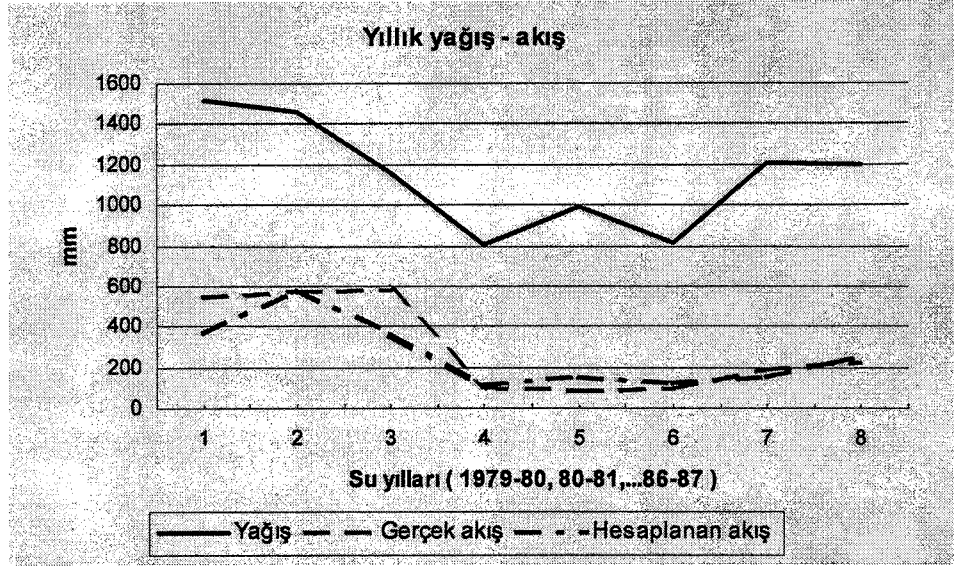
Böylece model bir önceki ayın etkisini aylık tahminlerde göstermekte, ayrıca ekstrem yağışlı yılları da daha iyi tahmin edebilmektedir. Bu katsayı da modelin kendisi gibi eğriseldir. Aslında en iyi eğrisel modelin ve katsayıların geliştirmesi için çok daha fazla veriye ve zamana ihtiyaç vardır. Fakat önceki ayın ve yılın ekstrem yağışını (fazla veya az) modele katmak için $\ln$ fonksiyonunun en ideal çözüm olabileceği düşünülmüştür. Zira bilindiği gibi toprağın su depolama kapasitesi sınırlı olduğu için genellikle önceki yağışla mevcut akış arasında parabolik bir ilişki vardır. Model havza A' nın 1979-1987 gerçek akış verilerine uyarlanmış (Şekil 12) ve başarılı bulunmuştur.

Ayrıca burada kullanılan ve Belgrad Ormanı koşullarında aylık akımları tahmin etmek amacıyla daha sonraki çalışmalarda da kullanılabilecek olan eğrisel dönüşüm denklemleri (EQ) aşağıda verilmiştir.

Tablo 7. Belgrad Ormanı bölgesi için geliştirilen yağış-akış denklemleri.

Q	DENKLEM
EKİM	$y = 4,748 - 0,0125x - 0,00003x^2 + 0,00000014x^3 \pm \kappa$
KASIM	$y = 156,143 - 3,5271x + 0,0245x^2 - 0,00005x^3 \pm \kappa$
ARALIK	$y = -67,902 + 2,0659x - 0,0187x^2 + 0,000056x^3 \pm \kappa$
OCAK	$y = -15,378 + 0,5154x - 0,0023x^2 + 0,0000063x^3 \pm \kappa$
ŞUBAT	$y = -1,2355 + 0,2959x - 0,0018x^2 + 0,000012x^3 \pm \kappa$
MART	$y = -14,059 + 1,3017x - 0,01x^2 + 0,000036x^3 \pm \kappa$
NİSAN	$y = 52,1032 - 3,527x + 0,0658x^2 - 0,0003x^3 \pm \kappa$
MAYIS	$y = -3,1761 + 0,5964x - 0,0084x^2 + 0,000014x^3 \pm \kappa$
HAZİRAN	$y = 4,035 - 0,0432x + 0,0008x^2 - 0,000003x^3 \pm \kappa$
TEMMUZ	$y = 0,4501 + 0,1528x - 0,0027x^2 + 0,000013x^3 \pm \kappa$
AĞUSTOS	$y = 1,7202 + 0,1931x^{-1} \pm \kappa$
EYLÜL	$y = 1,5906 + 0,0312x - 0,0009x^2 + 0,0000057x^3 \pm \kappa$

Bu denklemler yardımıyla ve düzeltme faktörleri de kullanılarak bölgedeki 100-200 hektar büyüklüğündeki ormanlık havzalarda akım tahmini yapılabilir.



Şekil 12. Oluşturulan stokastik modelin havza A 1979-1987 arası gerçek akış verileriyle karşılaştırması.

Elde edilen yağış- akış modeli havza C ve D' nin 1999-00 ve 2000-01 su yıllarına uygulanmıştır. Önceki yılın düzeltme faktörü ilk dört aya eşit olarak dağıtılarak düzeltilmiş akış değerleri elde edilmiştir. Ayrıca Thorntwaite potansiyel ET formülü ile hesaplanan akışlar da verilmiştir..

Tablo 8. Geliştirilen model ve Thorntwaite yöntemi ile yapılan akım tahminleri. (Değerler mm olarak verilmiştir).

	1999-00				2000-01			
Aylar	Yağış	Q	Q _{düzl.}	Q _{thorntw.}	Yağış	Q	Q _{düzl.}	Q _{thornt.}
Ekim	54.5	4.00	3.75		102.1	7.90	9.12	30.3
Kasım	135.1	3.51	3.26	3.5	77.2	3.62	4.84	50.1
Aralık	205.9	50.56	50.31	94.2	138.4	3.94	5.16	78.4
Ocak	189.8	46.55	46.30	184.3	129.6	23.55	24.77	114.3
Şubat	118	31.96	31.96	147	127.3	28.89	28.89	111.8
Mart	105.3	56.88	56.88	96.5	55.3	36.63	36.63	60.7
Nisan	87.8	49.83	49.83	58.8	65	15.24	15.24	14.6
Mayıs	54	10.26	10.26	15.6	31	10.05	10.05	7.8
Haziran	55.5	4.59	4.59	7.8	11.1	0.64	0.64	3.9
Toplam	1005.9	258.13	257.14	607.7	737.0	130.45	135.34	471.9
Akış Kats.								

Hidrograflar Ek şekil 7' de verilmiştir.

Thorntwaite metoduna göre hesaplanan akış değerleri çok yüksek bulunmuştur. Zira 1500 mm'nin üzerinde yağışın düştüğü 1979-80 su yılında bile 600 mm nin altında (544.69 mm) bir akış gerçekleşmiştir. Bunun durumun toprağın depolama kapasitesinin yöntem uygulanırken 100 mm olarak belirlenmiş olmasından kaynaklandığı sanılmaktadır.

3.3. Arazi Yöntemleri

3.3.1. Lizimetrelerin Kurulması

Ocak 2001' de Soilmoisture marka, farklı boyda 3 adet seramik tabanlı lizimetre (ceramic cup lysimeter) satın alınmış ve Havza C içerisinde insan etkisinden uzak olduğu düşünülen bir yamaç üzerine yerleştirilmiştir. Lizimetre yerleştirildikten sonra 5 hafta beklenerek çevresindeki toprağın oturması ve eski halini alması sağlanmıştır. Mart başından itibaren de ölçümlere başlanmıştır. Toplam 10 adet ölçme gerçekleştirilmiştir.

Söz konusu lizimetrelerin (toprak nemi örnekleyicisi de denilebilir) çalışma prensibi pvc tüp içerisinde oluşturulan vakum sayesinde toprak suyunun seramik porlardan tüp içerisine alınarak biriktirilmesine dayanmaktadır. Biriken toprak suyu yine vakum pompası sayesinde tüp içerisinden alınmakta ve analize hazırlanmaktadır. Lizimetre etrafındaki toprak yapısının bozulmaması için tüp içerisindeki vakumun miktarı 30 psi' den yüksek olmamalıdır.

3.3.2. Toprak Örneklerinin Alınması

C havzası içerisinde 38, D havzası içerisinde de 35 adet örnekleme noktası belirlenerek (Ek Şekil 8) burgu yardımıyla 3 derinlik kademesinden toprak örnekleri alınmıştır. Sistematik grid örnekleme deseni ayrıntılı bir çalışma ve ileriki yıllarda oluşturulabilecek bir coğrafik bilgi sistemine temel oluşturması bakımından tercih edilmiştir. Örnekleme noktalarının ekolojik özellikleri kaydedilmiş ve altlıklarla karşılaştırılarak kontrol edilmiştir.

Eruz (1980) tarafından Belgrad ormanı içerisinde açılmış olan toprak profillerinde A horizonunun derinliği ortalama 20 cm, B horizonu 20-60 cm, C horizonu da 60-100 cm olarak belirlenmiştir [90]. Bundan hareketle toprak örneklerinin alınmasında söz konusu derinlik kademeleri (DK) esas alınmıştır. Ayrıca her noktadan analiz edilmek üzere ölü örtü örnekleri de alınmıştır.

3.3.3. Su Örneklerinin Alınması

C ve D havzalarını drene eden ve havza çıkışlarında birleşen her iki dere (3.derece dereler) üzerinde ve birleşme sonrası iki noktada ve daha sonra da Büyükbent kenarında olmak üzere 5 adet örnekleme noktası belirlenerek, bu noktalardan iki su yılı boyunca 2 haftalık peryotlarda örneklemler gerçekleştirilmiştir. Eİ (Elektriksel iletkenlik), pH, sıcaklık, DO (Suda çözünmüş oksijen) ve DO doygunluğu ölçümleri

arazide yapılmış, diğer analizler (laboratuvarda) için 1 litrelik polietilen kaplarla alınan su örnekleri kullanılmıştır.

Her iki dere de sürekli akan dere olmasına rağmen haziran ayından itibaren akış hızı çok yavaşlamakta ve durmaktadır. Özellikle Havza D' yi drene eden derede yazın su durgunlaşmakta ve kurumaya yüz tutmaktadır. Bu nedenle yaz aylarında örneklemeler seyrekleşmiştir. Ayrıca akımın yüksek olduğu aylarda daha sık örneklemeler gerçekleştirilerek hata payı azaltılmaya çalışılmıştır. Bu nedenle 5 örneklemeye noktasının herbirisinden ayrı ayrı 51 kez örneklemeye gerçekleştirilmiştir.

Yağmur suyu örneklemesi ise fakülte içerisinde gerçekleştirilmiştir. Yağmur başladıktan sonra yerleştirilen ve saf suyla temizlenen 2 adet beyaz polietilen küvette biriktirilen yağmur suyu örnekleri birleştirilerek yağmur sonrası hemen analiz edilmiştir. Bu sayede kuru depolamanın karışması engellenmiştir. Araştırma kapsamında toplam 62 yağmur olayı örneklenmiş ve analiz edilmiştir.

3.4. Laboratuvar Yöntemleri

3.4.1. Su Örneklerinin Analizi

Su örnekleri üzerinde WTW Multiline pH metre ile pH, Eİ, DO (mg/Lt), DO doygunluğu (%),

Orion Multiparmeter ISE cihazı ile Na, K, NO₃, Pb (konsantrasyonu cihaz tarafından ölçülebilir düzeyin altında olduğu için hep 0 mg/Lt ölçülmüş ve bir süre sonra bu analiz durdurulmuştur),

DrLange Dijital Fotometre ile Mg, SO₄, Al, Fe, PO₄, NH₄,

Titrimetrik yöntemlerle alkalinite ve Cl⁻²,

ölçülmüştür.

3.4.2. Toprak Örneklerinin Analizi

Tekstür analizi Bouyocus Hidrometre Yöntemi ile, pH ve diğer kimyasal analizler ise saf su ile hazırlanan toprak çözeltilerinde su örneklerinin analizi bölümünde adı geçen cihaz ve yöntemlerle belirlenmiştir.

Etkin Katyon Değişim Kapasitesi (EKDK) ve Baz Doygunluğu (BD)

KDK' nin temeli toprak partiküllerince (kil, organik madde ve söskioksitler) taşınan negatif yüklerdir. Bu yükler sürekli ve geçici olmak üzere iki farklı kategoriye

ayrılır (örneğin pH durumuna bağlı olarak). Literatürde bu konuda rastlanan yanlışlar genellikle bu durumun iyi algılanmayışından kaynaklanmaktadır [4].

KDK günümüze dek “toprağın adsorbe edebileceği değişebilir katyonların toplamı” veya “toprağın katyon tutma kapasitesi” olarak tanımlanmıştır. Toprak partiküllerindeki negatif yükler katyon fazlalığı ve anyon azlığı ile nötralize edilmektedir (negatif adsorpsiyon veya anyon uzaklaştırma). Bu şu anlama gelmektedir; negatif yüklerin önemli bir bölümü nötralizasyon için katyonları çekerken, diğer bir bölümü anyonları itmektedir, ki bu davranış da katyonları çekmekle eşdeğerdir. Bunun sonucunda KDK;

$$KDK = M^{x+}_{FAZLA} + A^{x-}_{EKSİK}$$

M^{x+} : sistemdeki katyonlar,

A^{x-} : sistemdeki anyonlar,

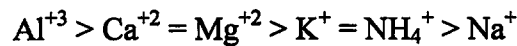
($cmol_c kg^{-1}$ katyonlar, $cmol_a kg^{-1}$ anyonlar için birim kabul edilebilir.)

olarak ifade edilebilir [4].

Anyon eksikliği toplam KDK’ nin %5 ile %20 civarını oluşturmakla beraber çoğu durumda ihmal edilebilir. Ayrıca her toprak, toprak suyu çözeltisinde değişim yüzeyleriyle denge halinde tuz içermektedir. KDK belirlenirken bu tuzlar değişebilir katyonlarla ekstrakte edilmekte ve hataya yol açmaktadır. Tuzca fakir olan araştırma havzaları topraklarında bu etki göz ardı edilebilir [91].

İrmak (1954) katyon değişimini “Toprak bir tuz çözeltisi ile muamele edilince tuzun bir kısım iyonları toprak tarafından adsorbe edilir; buna mukabil ekivalan miktarda iyon topraktan çözeltiye geçer. Topraktan çözeltiye geçen bu iyonlara mübadele iyonları denilmektedir” şeklinde tanımlamış ve eşdeğer olarak kalsiyum, magnezyum, sodyum ve potasyum toplamını değişebilir metal iyon miktarı olarak ifade etmiştir [92].

Bilindiği gibi toprakta negatif yükün kaynağı organik madde ve alüminyum silikatlı kil mineralleridir. Bu yüzeyler topraktaki katyonların tutulma yerleridir ve toprakların KDK’ sini belirlerler. Her katyonun bu yüzeylerde tutulma gücü farklıdır ve yük derecesine bağlıdır. Sıralama yapmak gerekirse (liyotrofik seri) [4];



En sıkı tutunan katyonun alüminyum olduğu görülür. H^{+} iyonu da kil yüzeyine potasyum kadar bir güçle tutunur.

KDK; baz doygunluğu, pH, karbonat içeriği ve Al , Fe ve kil miktarı (S adsorbsiyon kapasitesi bakımından) gibi asit yağışlara karşı toprakların tamponlama kapasitesi hakkında fikir veren bir gösterge olarak kabul edilmektedir [43]

Amaca uygun olarak farklı KDK yöntemleri ve analizleri kullanılabilir. Bu araştırmada Etkin KDK hesaplanmıştır. EKDK ilk defa [93] tarafından kullanılmış, Ca, Mg ve Al katyonlarının toplanmasıyla elde edilmiştir. Daha sonraki uygulamalarda bu katyonlara H, K ve Na' da eklenmiştir. Metoda göre sayılan katyonlar ayrı ayrı ekstrakte edilip toplanmaktadır.

$$EKDK = Ca + Mg + K + Na + Al + H$$

Araştırma havzalarından alınan toprak örnekleri arasından rasgele her derinlik kademesinden 20'şer adet toprak örneği belirlenerek 60 tanesinin değişebilir Ca, Mg, K, Na, H ve Al miktarları belirlenmiştir. Bunların toplanmasıyla EKDK hesaplanmıştır. Daha sonra Al ve H miktarları çıkarılarak baz doygunluğu da hesaplanmıştır.

Ekstraksiyon yöntemi ve çözeltisi

EKDK tayininde farklı ekstraksiyon çözeltileri ve yöntemleri kullanılmaktadır. Ekstraksiyonda kullanılan çözeltiler amonyum klorür, sodyum klorür, amonyum asetat veya asetik asit olabilmektedir [92, 94]

KDK tayininde iki yol izlenebilir. Genellikle uygulanan yöntem baz katyonların ve asit katyonların (Al^{+3} ve H^{+}) teker teker ekstraksiyonu ve daha sonra toplanmasıdır. Diğer bir yöntem de katyonları tek bir katyonla değiştirilmesi (genellikle NH_4^{+}), ethanolle çözülebilen katyonların yıkanması , kullanılan katyonun (NH_4^{+}) desorpsiyonu ve analizidir. Örneğin [90] KDK tayininde toprak örneklerini amonyum asetatla doyurmuş ve daha sonra sodyum klorür ile yıkamıştır.

Çeşitli mineraller içeren topraklarda doygunlaştırma işlemi esnasında K^{+} ve NH_4^{+} kullanılması sonucu KDK düşük çıkabilmektedir, zira bu katyonlar minerallerin iç tabakalarında sıkışabilmektedir. Ayrıca tek değerlikli (monovalent) katyonlar (Na^{+} , NH_4^{+} gibi) kullanıldığında hidroliz nedeniyle yine olduğundan daha düşük sonuçlar elde edilebilmektedir.

Bu araştırmada uygulanan yöntem ise amonyum klorür ile toprak örneklerindeki tüm değişebilir baz katyonların ekstrakte edilmesidir [69, 95]. Bu amaçla uygulanan işlemin aşamaları şöyledir;

1. Hava kurusu 10 gr'lık, 2 mm den geçmiş toprak örnekleri 1M NH_4Cl çözeltisinde 12 saat süre ile bekletilir,
2. Çözelti filtre kağıdından geçirilerek süzülür,
3. Elde edilen toprak suyu içerisindeki katyonlar 24 saat içerisinde analiz edilir.

Na ve K iyon selektif elektrod tekniğine göre Orion ISE cihazı ile Al dijital fotometreyle, Ca ve Mg EDTA titrasyonu ile, pH ise WTW marka pH metre ile ölçülmüştür.

3.5. Ön Çalışmalar

Araştırma kapsamında yapılacak olan çalışmaların belirlenmesinde ve metodolojinin ortaya konmasında yardımcı olabilecek bazı ön ölçümlerin ve gözlemlerin yapılmasına gerek duyulmuştur. Bu ön çalışmalar istatistiksel olarak anlam ifade etmeseler de birtakım konularda fikir vermeleri bakımından yarar sağlamışlardır.

3.5.1. Tepe çatısından damlama

Her ne kadar sadece iki örnekleme gerçekleştirilmiş olsa da tepe çatısının, düşen yağmurun pH'sı üzerinde etkili olduğu görülmüştür. Fakat kasım ayının sonlarında artık yapraklar tamamen döküldüğünde bu etkinin de kaybolacağı düşünülmüş ve bu durumda örnekleme son verilmiştir. Aslında en azından aralık ayına kadar DGA örnekleme çalışmalarının yapılmasında yarar görülmekle beraber ileride de bahsedileceği üzere ölü örtünün madde döngüsü açısından çok daha etkin bir bileşen olduğu düşünülmüş ve araştırma alanının tamamına yakınının kışın yaprağını döken (uzun yıllar ortalamasına bakıldığında yaz yağışı çok düşük, en çok yağış alan aylar aralık ve ocak) orman olmasından ötürü ve ayrıca teknik yetersizliklerden dolayı bu çalışmaya devam edilmemiştir. Aşağıdaki ölçüm sonuçlarından da görüleceği gibi yağışla gelen hidrojen iyonlarının çok büyük bir bölümü tepe çatısında tutulmaktadır. Bunun sonucunda da tepe çatısından eşdeğer miktarda baz katyonun yıkanacağı ortadadır. Dolayısıyla yaprak dökülmesi öncesi (Kasım sonu) tepe çatısının da ekosistemin önemli bir etkileşim katmanı olduğunu söylemek hiç de yanıltıcı olmayacaktır.

Tablo 9. Yağış ve tepe çatısından damlamaya ait ölçülen değerler.

	Yağış			Damlama (Kayın)		
	pH	H^+ $\mu\text{eq/l}$	EI $\mu\text{S/cm}$	pH	H^+ $\mu\text{eq/l}$	EI $\mu\text{S/cm}$
30.10.1999	5.35	4.47	54	6.69	0.20	143
16.11.1999	4.37	42.66	59	5.92	1.20	169

3.5.2. Yağış, yüzeysel akış ve dere akışı

Bilindiği gibi yüzeysel akış doğal ve sağlıklı orman ekosistemlerinde fazla görülmeyen bir akış şeklidir. Fakat orman içindeki nispeten eğimli yamaçlarda oluşmuş olan oyuntuların ve doğal drenaj kanallarının içerisinde yağış esnasında akış gerçekleşmekte ve bu şekilde toprakla etkileşime girememiş veya çok az girmiş olan yüzeysel sular örneklenebilmekte ve incelenebilmektedir. 06/03/2000 tarihindeki yağış esnasında bu şekilde iki yüzeysel akış dereciğinde ve ana derede su örnekleme yapılmış ve analiz edilmiştir. Analiz sonuçları Ek tablo 2' de verilmiştir.

Tablodan da görüleceği gibi yağıştaki 3.79 pH değeri yüzeysel akışta 5 civarına, ana dere suyunda da 6.45' e kadar çıkmaktadır. Henüz yapraklanma gerçekleşmemiş olduğu için yüzeysel akıştaki hidrojen iyonu konsantrasyonunun 10 kattan daha fazla (3.79 – 4.95 ve 5.14) seyrelmiş olması ölü örtüde meydana gelmiş baz katyon birikimi ile açıklanabilir.

Hemen tüm anyon ve katyonların (H ve Cl hariç) yağıştaki konsantrasyonlarının yüzeysel akışta ve dere akışında artması ekosistemde bu iyonların tümü için net kayıp gerçekleştiği anlamına gelmemektedir. Buna karar vermek için akış miktarlarının da dikkate alınması gerekir. Bu değerlendirme ileriki bölümlerde yapılacaktır.

Son olarak yüzeysel akış derecikleri ile ana deredeki çözünmüş madde içerikleri arasındaki farkın büyük olması ana derelerin oluşumunda yüzeysel akış bileşeninin yağış esnasında bile oldukça etkisiz olduğunu ortaya koymaktadır.

3.5.3. Yağış örnekleme yerinin belirlenmesi

Bilindiği gibi yağış örnekleme araştırmanın en önemli aşamalarından birini oluşturmaktadır. Zira sistemin en önemli girdi kaynağı olarak kabul edilmektedir (anakaya ayrışması sistem içi bir mekanizma olarak kabul edilirse ve kuru depolamanın ıslaktan daha az önemli olduğu düşünülürse).

Yağış örneklemesinin önceleri orman içerisindeki bir açıklıkta yapılması planlanmış fakat daha sonra eğer orman içi değerleri ile çok yakın bulunur ise İ.Ü.Orman Fakültesi içerisinde yapılmasına karar verilmiştir. Bunun için fakülte içinde ve farklı iki orman açıklığında kar örnekleme yapılmış ve sonuçlar karşılaştırılmıştır:

Tablo 10. Fakülte içi ve orman çevresinde yapılan örneklemelerin karşılaştırılması.

26/01/2000	pH	Eİ	O ₂ (mg)	O ₂ (%)
Fakülte	3,95	38	5,14	54,4
Belgrad ormanı neşet suyu yolu	3,82	44	5,25	55,6

27/01/2000	pH	Eİ	O ₂ (mg)	O ₂ (%)	PO4(ppm)	NO3(ppm)
Fakülte	4,25	38	7,36	61,8	3,13	1,25
Bahçeköy-Kilyos arası	4,19	32	7,14	63,5	3,15	3,61

Aynı noktadan (fakülte) ardışık günlerde alınan kar örneklerinin arasında bile daha fazla fark olması fakültede yapılan örnekleme ile orman içinde yapılan arasında önemli bir fark olmayacağını göstermektedir. pH ve Eİ değerleri yağmur suyundaki çözünmüş maddelerin ortak etkisini göstermesi bakımından değerlendirmede baz alınmıştır. Aşağıda da görüleceği gibi kar örtüsünün farklı derinlik kademelerinde bile önemli farklılıklar olabilmektedir.

Ayrıca sadece ıslak depolamanın belirlenmek istenmesi nedeniyle yağış kabının sürekli temiz tutulması ve yağış sonrası hemen analize tabi tutulması açısından yağış örneklemesinin fakülte içerisinde yapılmasına karar verilmiştir.

3.5.4. Kar tabakalarında örnekleme

Araştırma süresince 27.01.2000 tarihi dışında 10 cm' yi geçen bir kar yağışı gerçekleşmemiştir. Araştırmanın bu ilk yılında yapılan bir ön çalışma ile kar yağışı örnekleme ile ilgili metod belirlenmeye çalışılmıştır. Bilindiği gibi kar kristalleri hidrojen iyonunu çekmediği için pH değeri de daha yüksek olmaktadır. Kar örneklerinde yapılmış olan bazı analizlerin sonuçları aşağıda verilmiştir. Ayrıca yağış süresince pH ve diğer özelliklerin değişimi ile ilgili bazı ipuçları da ortaya çıkarılmıştır (Tablo 11).

Tablo 11. Kar tabakasının farklı derinliklerinden alınan örneklerin analizleri.

pH	Örnekleme derinliği (cm)				
Örnekleme noktası	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1	4,25	4,84	4,3	4,2	-
2	3,92	4,59	3,99	4,49	-
3	4,5	5,51	5,38	5,56	5,31
4	4,56	5,87	5,82	5,27	-
5	4,51	5,13	4,3	4,1	-
Ort.	4,348	5,188	4,758	4,724	5,31

Eİ (μS/cm)	Örnekleme derinliği (cm)				
Örnekleme noktası	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1	33	29	29	26	-
2	52	25	37	26	-
3	35	35	40	40	18
4	48	37	31	22	-
5	40	27	44	37	-
Ort.	41,6	30,6	36,2	30,2	18

PO4 (ppm)	Örnekleme derinliği (cm)				
Örnekleme noktası	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1	3,21	3,14	3,11	3,08	-
2	3,13	3,14	3,12	3,23	-
3	3,1	3,12	3,16	3,15	3,18
4	3,38	3,19	3,19	3,21	-
5	3,17	3,13	3,29	3,18	-
Ort.	3,198	3,144	3,174	3,17	3,18

PO4-P (ppm)	Örnekleme derinliği (cm)				
Örnekleme noktası	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
1	0,072	0,057	0,051	0,048	-
2	0,051	0,057	0,048	0,096	-
3	0,042	0,054	0,075	0,060	0,072
4	0,165	0,084	0,078	0,075	-
5	0,063	0,048	0,114	0,060	-
Ort.	0,078	0,06	0,0732	0,0678	0,072

SO4 (ppm)	Örnekleme derinliği (cm)				
Örnekleme noktası	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
2	8,35	8,38	8,46	8,3	-
4	8,64	8,64	8,66	8,66	-
Ort.	8,495	8,51	8,56	8,48	-

Örnekleme noktasındaki kar tabakasının kalınlığı 20 cm' yi geçmediği durumlarda 20-25 cm derinlik kademesinden örnekleme yapılamamıştır.

Örneğin en alt tabakadaki karın pH değerinin daha yüksek en üsttekinin ise en düşük olması beklenmektedir. Zira karın yağmaya başlaması esnasındaki havadaki toz taneciklerinin miktarı ile bir süre geçtikten sonraki miktarı farklıdır. Bilindiği gibi toz taneciklerinin pH değerleri de kaynağına bağlı olarak değişim gösterebilmektedir.

Eİ ve diğer parametrelerin derinlikle değişimi ise pek beklendiği gibi gerçekleşmemiştir çünkü en alt tabakadaki Eİ değeri diğer tabakalardan daha düşük çıkmıştır. Ayrıca sülfat ve fosfat anyonlarının kar derinliği ile olan ilişkisi herhangi bir yönelimi işaret etmemektedir.

Sonuç itibariyle eğer kar tabakalarında örnekleme yapılması gerekecekse bunun her 5 cm'lik derinlik kademesinde yapılmasında pH yönünden yarar vardır. Diğer özellikler birbirlerine çok yakın çıkmıştır fakat en üst kar tabakası ile en alt tabaka arasında hidrojen iyonu konsantrasyonu bakımından 10 kat fark vardır.

3.5.5. Arazi – Laboratuvar karşılaştırması

Araştırma süresince pH, Eİ, O₂ konsantrasyonu ve O₂ doygunluğu ve sıcaklık değerleri arazide ölçülmüştür. Ölçmelerin arazide yapılmasının ne ölçüde yararlı olduğunu belirlemek amacıyla bir çalışma gerçekleştirilmiştir.

Çok basit bir ön çalışma ile bazı su kalitesi özelliklerinin arazide ölçülen değerleri ile 5 saat sonra ölçülen değerleri karşılaştırılmıştır.

Tablo 12. Arazide ve laboratuvarda yapılan ölçümlerin karşılaştırması.

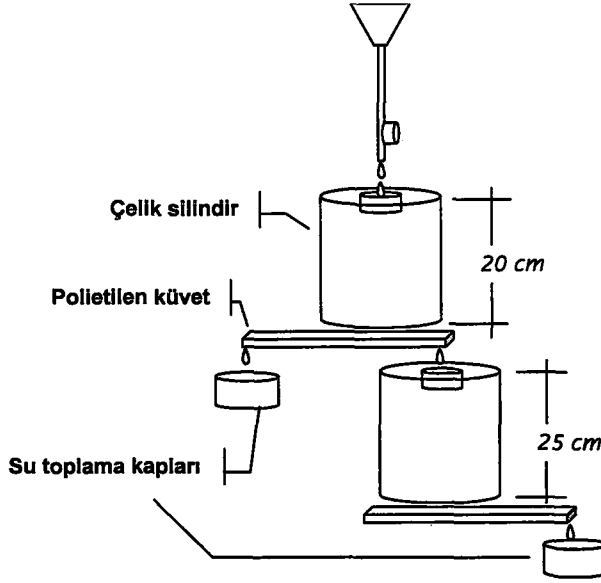
Arazide	Örnekleme noktaları				
	1	2	3	4	5
pH	6,63	6,64	6,65	6,54	6,39
O ₂ mg/lt	7,57	7,65	7,89	7,7	6,75
O ₂ %	61,5	61,7	64	62	53,2
Eİ (μS/cm)	166	185	171	183	153

Laboratuvarda	Örnekleme noktaları				
	1	2	3	4	5
pH	6,68	6,73	6,75	6,71	6,51
O ₂ mg/lt	5,55	5,24	5,46	5,68	5,53
O ₂ %	53,7	50,5	52,5	54,7	53,5
Eİ (μS/cm)	162	184	170	183	154

Sonuçta pH ve Eİ' nin arazide veya laboratuvarda ölçülmesinin herhangi bir fark yaratmayacağı fakat oksijen parametrelerinin arazide ölçülmesi gerektiği görülmüştür.

3.5.6. Laboratuvar lizimetre denemesi

Seramik tabanlı lizimetreler kurulduktan sonra bu alandan büyük çelik silindirlerle (20x25 cm) yapısı bozulmamış iki adet toprak örneği alınmıştır. Örneklerden birisi üstteki 20 cm toprak tabakasını diğeri ise 20-45 cm toprak tabakasını içermiştir. Laboratuvarda kurulan basit bir mekanizmayla üstteki silindire çok yavaş (0.5 damla/sn) yağmur örneği verilmiş üstteki silindirden gelen sular alttaki küvette toplanmıştır. Bu suyun bir kısmı su toplama kabında toplanırken, bir kısmı da alttaki silindire aktarılmıştır (Şekil 13).



Şekil 13. Laboratuvarda gerçekleştirilen lizimetre denemesi için hazırlanan basit düzenek.

Bu çalışma sonucunda bulunan değerler aşağıda verilmiştir;

Tablo 13. Laboratuvar lizimetre denemesinin sonuçları.

	Yağış	20 cm	45 cm
pH	4.51	5.47	5.48
Eİ ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	32	110	102
Mg^{+2}	0.258	5.04	4.56
PO_4^{-2-3} (ppm)	2.94	45.3	23.9
PO_4P (ppm)	0.90	14.70	7.74
Alk (ppm CaCO_3)	10	25	15
Al^{+3} (ppm)	0.001	1.13	0.172
Fe^{+2} (ppm)	0.054	1.82	1.50
Fe_{tot} (ppm)	0.127	2.09	1.68
SO_4 (ppm)	4.35	0.348	9.45

Tabloya genel olarak bakıldığında toprakların kum tekstüründe (lizimetre alanından alındığı için) olmalarına rağmen etkileşimin azımsanmayacak düzeyde olduğu görülmektedir. Özellikle fosfat ve bikarbonat (alkalinite ile ilişkili) anyonlarının A horizonunda büyük oranda hareketlendiği buna karşın sülfatın tutulduğu, yine asidik ve bazik kasyonların da A horizonundan yıkıldığı göze çarpmaktadır. Magnezyum, alüminyum ve demir iyonları A horizonunda hareketlenmekte ve daha sonra çökelmekte veya birirmektedir, fakat bu olayın Al için Fe ve Mg'ye göre çok daha çabuk gözlemlendiği 45 cm derinlik kademesinde meydana gelen çok ani düşüşten anlaşılmaktadır. Bu bulgular lizimetre çalışması bulguları ile paralellik göstermektedir.

Bu çalışmaya devam edilmemesinin en önemli nedeni ise pH değerlerinin lizimetre sonuçlarıyla benzer çıkmamış olmasıdır. Zira lizimetre sonuçları içerisinde hiçbir derinlik kademesindeki toprak suyunda 6.0 dan düşük pH değerine rastlanmamıştır.

Suyun toprak içindeki yatay hareketinin bu çalışmaya dahil edilememesi yöntemin en önemli eksikliği olarak kabul edilebilir.

3.5.7. Yağış suları ile hazırlanan toprak çözeltilerinin analizleri

Bu başlık altında yapılan ön çalışmalar genellikle toprak analizlerinde saf su yerine doğal koşulları yansıtmak bakımından yağmur sularının kullanılması veya farklı nitelikteki yağmur sularının farklı etkilerinin araştırılmasını temel almaktadır.

- Altı adet toprak örneğinin Eİ değerleri hem saf su kullanılarak hem de Eİ değeri 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olan yağmur suyu kullanılarak saptanmıştır.

T. örnek no	Eİ saf su $\mu\text{S}/\text{cm}$	Eİ yağmur suyu 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$
D 5 - 1	60	92
D 10 - 1	169	206
D 24 - 1	88	127
D 30 - 1	137	139
D 33 - 1	107	141
D 34 - 1	80	108

- pH değeri 3.76 ve 3.86 olan yağmur suları ile toprak örneklerinin pH değerleri ölçülmüştür.

T. örnek no	$pH_{\text{saf su}}$	$pH_{\text{yağmur suyu}}$ 3.76	$pH_{\text{yağmur suyu}}$ 3.86
D 4 - 1	4.76	-	4.52
D 5 - 1	6.07	5.68	5.81
D 24 - 1	5.23	5.21	5.22
D 30 - 1	4.80	3.97	3.99
D 33 - 1	5.55	5.54	5.69
D 34 - 1	4.31	4.11	4.34
C 31 - 3	4.83	-	4.47

- Toprak örnekleri Na konsantrasyonu 1.95 mg/lt (pH=3.86) ve 5.65 mg/lt (pH= 3.76) olan yağmur suları ile muamele edilerek Na konsantrasyonları ölçülmüştür.

T. örnek no	<i>Na</i> yağmur suyu 1.95 ppm	<i>Na</i> yağmur suyu 5.65 ppm
D 4 - 1	4.04	-
D 5 - 1	3.11	4.07
D 24 - 1	4.60	4.76
D 30 - 1	3.11	3.27
D 33 - 1	3.52	5.55
D 34 - 1	3.48	4.28
C 31 - 3	8.42	-

- Toprak örnekleri K konsantrasyonu 1.36 mg/lt (pH = 3.86) ve 1.0 mg/lt (pH = 3.76) olan yağmur suları ile muamele edilerek K konsantrasyonları ölçülmüştür.

T. örnek no	<i>K</i> yağmur suyu 1.36 ppm	<i>K</i> yağmur suyu 1.0 ppm
D 4 - 1	2.23	-
D 5 - 1	4.65	4.21
D 24 - 1	2.93	6.72
D 30 - 1	4.31	7.79
D 33 - 1	4.35	-
D 34 - 1	3.03	3.47
C 31 - 2	1.03	-

Gerek pH gerekse diğer su kalitesi parametrelerinin analiz ve ölçümünde günümüzün en hassas cihazları kullanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Hidrojen İyonu Birikimi ve Asit Yağışlar

Yağış sularının pH değerlerinin gözlem periyodu boyunca değişimi Ek Şekil 9' de verilmiştir. Tüm pH değerleri 3-7 aralığında yer almaktadır. 7' nin üzerinde pH değeri ölçülmemiştir. Kış aylarında pH değerleri genellikle 4 civarında seyretmiş, yaz aylarında ise 7' ye kadar çıkmıştır. Yazın pH' ın 7 ye çıkmasının en önemli nedeninin çok sık yağmur yağmaması ve toprağın kuruması nedeniyle çevredeki açık toprak yüzeylerinden kalkan tozların yağmur suyuna geçmesi olduğu, özellikle yüksek pH değerlerinin ölçüldüğü 2001 bahar ve erken yaz döneminde yağmur suyunun birçok kez çamur şeklinde düştüğü gözlenmiştir. *Çok nadir olarak gözlenebilecek bu olay İstanbul şehrine özgü değişik bir hidrojen tamponlama mekanizması olarak yorumlanabilir.*

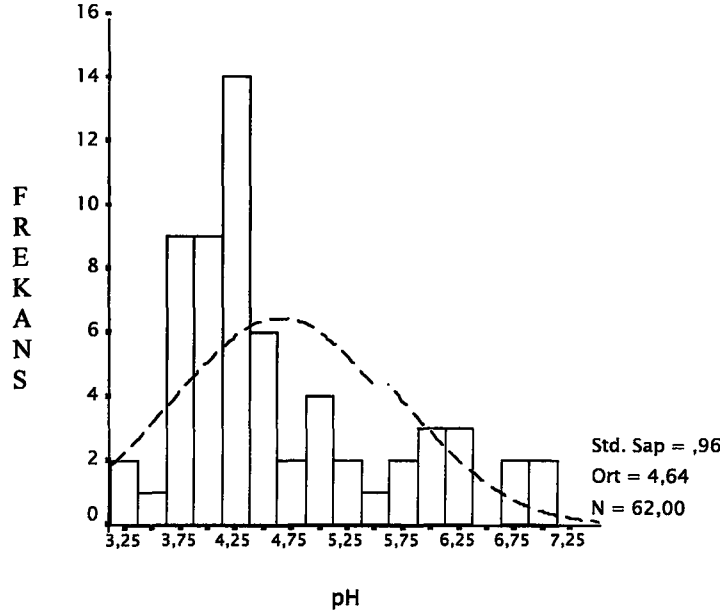
Yağışların pH değerlerinin Kolmogorov Smirnov testi ile normallik denetimleri yapılmış. Değerlerin normallik sınırları içerisinde kalışı (yer = 4.64, ölçek = 0.96) parametrik testlerin uygulanabileceğine karar verilmesini sağlamıştır.

62 yağış örneğinin pH ölçümünün yapılmış olduğu iki yıllık gözlem peryodunda elde edilen istatistiksel veriler şunlardır;

Ortalama pH = 4.64	Std.Sapma = 0.96
Medyan = 4.34	N = 62

Ayrıca pH değerlerinin frekans dağılımı Şekil 14' de verilmiştir. Dağılım grafiğinde değerlerin 3.5-4.5 aralığında toplandığı görülmektedir. Grafikteki kesikli çizgi gauss eğrisini göstermektedir.

Ayrıca pH değerlerinin olasılıkları da Tablo 14' de verilmiştir. Buna göre yıl içerisinde düşen herhangi bir yağışın pH değerinin 5.6' dan düşük olma ihtimali %83' tür. 5' ten düşük olma ihtimali %65, 4' ten ve 3.5' tan düşük olma ihtimalleri sırasıyla %25 ve %12' dir.



Şekil 14. pH değerlerinin frekans dağılımı.

Tablo 14. Yıl içerisinde herhangi bir yağış olayında bazı değerlerden daha düşük pH ölçülme olasılıkları.

<i>pH</i>	<i>Olasılık</i> %	<i>pH</i>	<i>Olasılık</i> %
3.30	8	5.00	65
3.70	16	5.25	74
3.80	19	5.60	83
4.00	25	5.85	90
4.15	30	6.00	92
4.25	34	6.30	96
4.50	44	6.95	99

Bölgede yıl içerisinde üç tane etkin rüzgar yönü vardır. Bunlar NW, NE ve SW' dir. pH değerleri hakim rüzgar yönüyle karşılaştırıldığında kuzeybatıdan esen rüzgarlarla gelen yağışların daha düşük pH değerlerine (ortalama 4.31) sahip olduğu, bunu kuzeydoğudan esen rüzgarların takip ettiği (ortalama 4.58), en yüksek pH değerlerinin (ortalama 5.18) ise güneybatıdan esen rüzgarlarla geldiği görülür. Ortalama pH değerleri arasındaki farkın istatistiksel açıdan da önemli olduğu belirlenmiştir.

Öte yandan aslında pH değerlerinin aylık değişiminden çok bol yağış alan aylardaki durumu önemlidir, çünkü yazın Belgrad ormanına yıllık yağışın çok az bir bölümü düşmekte büyük kısmı ise kış aylarında görülmektedir. Dolayısıyla ağırlıklı ortalama alınması ve ıslak depolama ile düşen yıllık ve aylık H^+ miktarının hesaplanması daha doğru bir değerlendirme yapılmasına olanak sağlayacaktır. Bu

amaçla ölçülmüş olan pH değerleri aynı ay meydana gelmiş yağış miktarıyla çarpılarak değerlendirilmeye alınmıştır.

Araştırma peryodunda her iki su yılında (Ekim-Haziran dönemi) hesaplanmış olan ıslak depolamayla ekosisteme giren hidrojen iyonu miktarları 1005.90 mm yağışın düştüğü 1999-00 döneminde 64.720 meq, 737 mm yağışın düştüğü 2000-01 döneminde ise 29.256 meq olmuştur. Ağırlıklı ortalama bulma ve yük hesaplama yöntemi;

1. pH – konsantrasyon ($\mu\text{eq/l}$) dönüşümü,

$$\text{pH} = -\log \text{H}^+$$

2. Ağırlıklı ortalama hesabı;

$$\text{pH}_{\text{aort}} = \text{p}_1 \text{H}^+_{1} + \text{p}_2 \text{H}^+_{2} + \text{p}_3 \text{H}^+_{3} + \dots + \text{p}_{12} \text{H}^+_{12} / \text{p}_{\text{yillik}} \quad (\mu\text{eq/l})$$

3. Yük hesabı;

$$\text{H}^+_{\text{yillik}} = \text{p}_1 \text{H}^+_{1} + \text{p}_2 \text{H}^+_{2} + \text{p}_3 \text{H}^+_{3} + \dots + \text{p}_{12} \text{H}^+_{12} \quad (\mu\text{eq})$$

$\text{p}_{1,2,\dots,12}$: aylık yağış (mm, lt veya kg)

$\text{H}^+_{1,2,\dots,12}$: aylık ortalama hidrojen iyonu konsantrasyonu ($\mu\text{eq/l}$)

Bu değerler havzalar için hesaplanırsa;

1999-00	Alan (ha)	Yağış (mm)	Toplam (kmol)	Birim alan (kmol/ha)
Havza C	150.3 ha	1005.90	709.018	4.72
Havza D	134.5 ha	1005.90	634.484	4.72
2000-01				
Havza C	150.3 ha	737.00	255.70	1.70
Havza D	134.5 ha	737.00	228.81	1.70

1999-2000 su yılında birim alana düşen hidrojen iyonu miktarının 2000-01 su yılının neredeyse üç katı olduğu görülür. Bu durumun önemli bir nedeni yağışın 1999-00 de daha fazla oluşudur bunun yanında yağıştaki pH değerleri de tüm yıl boyunca 2000-01 e göre daha düşük bulunmuştur.

Ağırlıklı ortalamalar alındığında yine 1999-00 su yılında (Ekim-Haziran) daha fazla H^+ iyonunun ekosisteme girdiği belirlenmiştir. Zira 64.34 $\mu\text{eq/l}$ ($\text{pH} = 4.19$) olan ağırlıklı ortalama değeri 2000-01 de 39.70 $\mu\text{eq/l}$ ' ($\text{pH} = 4.40$) ye düşmüştür.

Yukarıdaki açıklamalar, Belgrad ormanındaki hidrojen iyonu birikiminin önemli bir düzeyde olduğunu ve ayrıca yıllar itibariyle de farklı bulunduğunu göstermektedir. Yıllık ortalama olarak (aylık ortalama değerlerin ortalaması olarak) 5.24 gibi makul sayılabilecek bir pH değerinin yanıltıcı olduğu, aslında ağırlıklı ortalama alındığında gerçekten ciddi bir asit yağış olgusuyla karşı karşıya olunduğu sonucuna varılmaktadır.

Burada özellikle kışın kuzeybatıdan gelen hava kütlelerinin daha fazla H^+ iyonu birikimine yol açtığı ve kış ayları dışındaki aylarda, şehirdeki yoğun toz olgusunun yağışların pH değerlerini yükseltiyor olabileceği de söylenebilir.

4.2. Hidrojen İyonunun Havzalarda Birikme Düzeyi

H^+ iyonunun birikim miktarı daha önce ele alınmıştı. Bu bölümde ıslak depolamayla meydana gelen girdinin sistem dışına çıkış oranı irdelenecektir.

Daha önce ekosisteme giren yağışların pH değerlerinin gözlem periyodu boyunca 4.64 (22.91 $\mu\text{eq/l}$) aritmetik ortalama değerine ($N=62$) sahip oldukları belirtilmişti. Derelerden akan suyun yıllık ortalama pH değerleri ise Dere C için 6.85 (0.14 $\mu\text{eq/l}$), Dere D için ise 6.86 ($\mu\text{eq/l}$) olarak hesaplanmıştır.

22.91 $\mu\text{eq/l}$ ' lik ortalama konsantrasyonla sisteme giren H^+ iyonunun sistemden çıkarken sahip olduğu 0.14 $\mu\text{eq/l}$ değeri 163.64 katlık bir seyrelmeyi (yağış-akış arasındaki yaklaşık 5 katlık fark da dikkate alınırsa bu değer çok daha fazla artacaktır) ve dolayısıyla çok yüksek bir tamponlama mekanizmasının varlığını ortaya koymaktadır (Tablo 15).

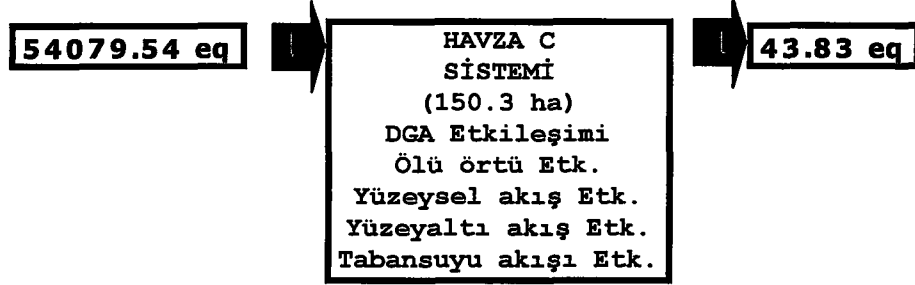
Tablo 15. Yağış, dere ve bent sularının ortalama ve ağırlıklı ortalama pH değerleri.

1999-00	Yağış	Dere C	Dere D	Bent
pH_{ort}	4,64	6,85	6,86	6,92
$H^+_{\text{ort}} (\mu \text{ eq/l})$	22,91	0,14	0,14	0,12
$\text{pH}_{\text{aort99-00}}$	4,19	6,83	6,87	6,91
$H^+_{\text{aort99-00}} (\mu \text{ eq/l})$	64,34	0,15	0,14	0,14

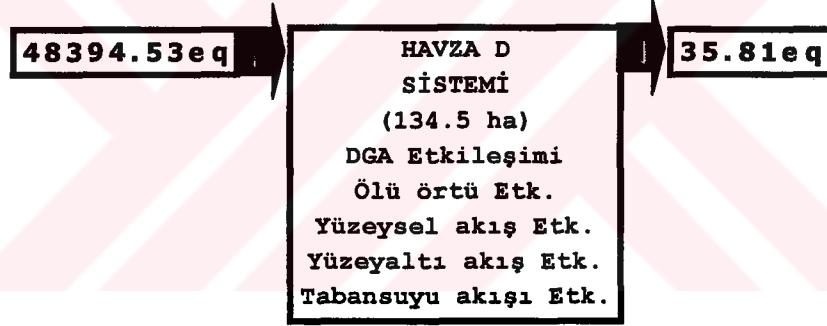
aort: ağırlıklı ortalama

Her iki havzaya giren ve çıkan hidrojen iyonu konsantrasyon yerine miktar olarak ifade edilirse;

Havza C' deki H⁺ Depolaması



Havza D' deki H⁺ Depolaması



Şekil 15. Araştırma havzalarındaki hidrojen iyonu birikimi.

C havzasına gözlem periyodu boyunca bir su yılında ıslak depolama ile yaklaşık 54 keq (= kmol = kg) hidrojen iyonu girdiği, buna karşın 44 eq (=mol =gr) çıktığı, D havzasında ise yılda yaklaşık 48.5 keq'lık H⁺ girdisine karşın 35.8 eq'lık çıktı hesaplanmıştır. Aylık girdi ve çıktı değerleri ise Ek Tablo 3' da verilmiştir.

4.3. Belgrad Ormanına Düşen Yağışların Kimyasal Kompozisyonu

Belgrad ormanına düşen yağışların H⁺ konsantrasyonu yanında diğer anyon ve katyonların oranları da madde döngüsü ve asit yağışlar bakımından önem taşımaktadır. Bunların ortalama değerleri aşağıda verilmiştir (Tablo 16):

Tablo 16. Yağış suyundaki iyon konsantrasyonları.

Kasyon	Konsantrasyon (mikroeq/lt)	Anyon	Konsantrasyon (mikroeq/lt)
H ⁺	22.82	PO ₄ ⁻	74.53
Fe ⁺²	7.17	SO ₄ ⁻²	108.22
Fe ⁺³	8.60	NO ₃ ⁻	32.26
Mg ⁺²	70.78	Cl ⁻	24.64
Al ⁺³	0.39		
K ⁺	52.69		
Na ⁺	65.65		
NH ₄ ⁺	19.37		
Toplam	247.47		239.65
Fark			-7.82

Belgrad Ormanı yağış baz katyonlarla bir miktar nötralize edilmiş, sülfürik ağırlıklı asitlerin seyreltik bir çözeltisi olarak ifade edilebilir.

Deniz ve şehir etkisinden dolayı toplam anyon ve kasyon miktarlarının çok yüksek olduğu görülmektedir. Örneğin ABD’ deki Coweeta 2 numaralı araştırma havzasında ölçülen anyon ve katyonların toplam konsantrasyonları 108.9 µeq/lt’dir. Bunun 56.3 µeq/lt’sini katyonlar, 52.6 µeq/lt’sini anyonlar oluşturmaktadır [96].

Kalsiyum (Ca⁺⁺) ve bikarbonatın (HCO₃⁻) eksikliğinde anyon ve kasyon iyonları arasında bir dengeden söz edilebilir. Anyon eşdeğerinin biraz daha düşük olması bikarbonat eşdeğerinin daha fazla olabileceğini düşündürmektedir. Ağırlıklı ortalama yöntemi ile anyon-kasyon dengesinin ortaya konması daha doğru bir yaklaşım olacaktır, fakat böyle bir değerlendirme yapılabilmesi için daha fazla sayıda ölçüm sonucuna yani veriye ihtiyaç vardır. Yine de yağışların, dolayısıyla yağış örneklemelerinin kış aylarında daha sık olması zaten ağırlıklı ortalamaya yakın değerler elde edilmesine yol açmıştır.

Pozitif iyon içeriğinde ilk göze çarpan nokta yüksek baz katyon eşdeğeridir. Asit katyonların toplam eşdeğeri 23.21 mikroeq/lt’ olup normal sayılabilecek düzeydedir. Yağış suyundaki yüksek baz katyon içeriğinin ise, denize hem yatay hem de düşey mesafe olarak yakın olmaktan ve aşırı toz olgusundan kaynaklandığı sanılmaktadır.

Islak depolamada bikarbonat konsantrasyonunun düşük olması beklendiğinden sülfatın baskın anyon olduğu düşünülmektedir. Zira ölçülen anyon eşdeğerinin tek başına %45’ ini temsil etmektedir. Dolayısıyla Belgrad Ormanı ekosistemindeki madde döngüsü içinde en önemli anyon sülfattır. Bununla birlikte birçok bilim adamı tarafından asit yağışların anyon bileşenlerinin (genellikle sülfat ve nitrat) hidrojenen daha önemli birikimlere yol açtığı kabul edilmektedir [97].

Karşılaştırma yapmak amacıyla yağıştaki anyon ve katyonların birikim miktarları da hesaplanmıştır.

Tablo 17. Yağışla meydana gelen iyon birikimleri.

Kasyon	1999-00	2000-01	Anyon	1999-00	2000-01
	<i>eq/ha yıl</i>			<i>eq/ha yıl</i>	
H ⁺	229.55	168.18	PO ₄ ⁻³	749.66	549.26
Fe ⁺²	72.11	52.83	SO ₄ ⁻²	1088.59	797.59
Fe ⁺³	86.53	63.40	NO ₃ ⁻	324.48	237.74
Mg ⁺²	712.00	521.66	Cl ⁻	247.85	181.60
Al ⁺³	3.91	2.87			
K ⁺	529.96	388.29			
Na ⁺	660.40	483.86			
NH ₄ ⁺	194.84	142.76			
Toplam	2489.29	1823.85		2410.59	1766.18

Islak depolama ile meydana gelen SO₄⁻² birikimi 1999-00 su yılında 1088.59 eq/ha yıl olup oldukça önemli düzeyde bir kükürt birikimini işaret etmektedir. IFS araştırma istasyonlarında ıslak depolamada ölçülen sülfat birikimi 200-700 eq/ha yıl aralığındadır [35] ve bunun %80' i civarında da kuru depolama meydana gelmektedir. Hong Kong' da ıslak depolama ile meydana gelen sülfat birikimi Belgrad Ormanı değerlerine çok yakındır (910.9 eq/ha yıl). Literatürde daha fazla ve daha az değerlere rastlanmaktadır [98]. Örneğin;

Florida	603.9	eq/ha yıl
Japonya	670.1	"
Malezya	1128.8	"
Hindistan	158.2	"
Tennessee	395.4	"

Belgrad Ormanında kuru depolama da dikkate alınırsa sülfat birikiminin yaklaşık 1700-1800 eq/ha yıl civarında olabileceği gibi bir tahminde bulunulabilir. SO₂ birikiminin miktarı konusunda tahmin yapılmasının ise sakıncalı olabileceği düşünülmektedir. Zira, bilindiği gibi kükürt dioksitin sülfata oranı emisyon kaynağına olan uzaklıkla bağlantılı olarak çok geniş bir aralıkta (%10-90) değişkenlik gösterebilmektedir. Almanya'da yapılmış olan ve daha önce yukarıda bahsedilmiş olan bir araştırmada sülfat birikiminin çok yüksek değerlere ulaşabileceği görülmüştür [69]. Sözü edilen araştırmada 4000 eq/ha' ın üzerinde yıllık sülfat birikimleri hesaplanmıştır.

Belgrad Ormanında ölçülmüş olan yağış sularında fosfat, sülfattan sonra ikinci en önemli anyon konumundadır. Jamaika' da yapılmış olan bir araştırmada [99] fosfat birikimi ilk yıl nitrat birikiminden fazla iken ikinci yıl daha düşük gerçekleşmiştir, fakat ekivalan fosfat birikimi yine nitrattan daha fazla bulunmuştur (ilk yıl ortalama 3.57 kg/ha yıl (112.74 eq/ha yıl), ikinci yıl 2.84 kg/ha (89.68 eq/ha yıl), nitrat ise ilk yıl 1.56 kg/ha (25.16 eq/ha yıl), ikinci yıl 2.98 kg/ha (48.06 eq/ha yıl)).

Coweeta yağışlarında (1973-83 arası) ise nitrat fosfata göre daha önemli bir anyon olarak dikkati çekmektedir. Yağıştaki ortalama nitrat konsantrasyonu 10.2 µeq/lt (= 0.143 mg/lt) iken fosfat konsantrasyonu 0.42 µeq/lt (= 0.013 mg/lt) tür.

De Schijver ve ark (2000), Flanders (Belçika) 'da yaptıkları bir araştırmada nitrat ve amonyumun yağıştaki ve toprağın farklı derinlik kademelerindeki konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Bu araştırma bulguları şöyle özetlenebilir [100]:

- Nitrat ve amonyum konsantrasyonları tepe çatısı altında, açık alana nazaran daha yüksektir. Ayrıca çam meşceresi altında ölçülen DGA' daki konsantrasyonlar, huşdan daha yüksek bulunmuştur (intersepsiyon ve kuru depolama miktarının yüksek olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir),
- Ekosistemin değişik katmanlarındaki yıllık ortalama nitrat ve amonyum konsantrasyonları aşağıdaki gibi belirlenmiştir (Tablo 18);

Tablo 18. [100] tarafından Flanders (Belçika)' de gerçekleştirilen araştırmaya ait sonuçlar.

		<i>Betula pendula</i>		<i>Pinus nigra ssp. laricio</i>	
		Ort.	St.sap.	Ort.	St.sap.
DGA	NH_4^+	4.6	± 3.0	14.8	± 7.9
	NO_3^-	4.2	± 2.5	11.4	± 8.1
Toprak suyu	NH_4^+	6.6	± 8.3	11.1	± 11.1
0.1 m derinl.	NO_3^-	30.0	± 19.6	71.4	± 44.8
Toprak suyu	NH_4^+	2.3	± 3.9	4.3	± 4.3
0.5 m derinl.	NO_3^-	41.9	± 28.5	67.8	± 25.3
Toprak suyu 1	NH_4^+	0.5	± 1.1	1.5	± 2.3
m derinl.	NO_3^-	30.3	± 13.3	77.8	± 48.1

Bu değerler ışığında nitratın her iki meşcere altında yağmur suyu ile beraber ekosistemin bu katmanlarından yıkandığı açıkça görülmektedir. Amonyum ise büyük ihtimalle nitrifikasyon etkisi ile üst toprak katmanında (0.1 m) biraz artmakta, daha sonra ise azalmaktadır.

Araştırmamız kapsamında toprak suyu çözeltisinde amonyum ölçülmemiş olduğundan birikim veya yıkanma mekanizmasından ayrıntılı olarak bahsedilememekte fakat akıştaki konsantrasyonunun (12.22 $\mu\text{eq/l}$) yağıştan düşük olması (19.37 $\mu\text{eq/l}$) kesin bir birikim olgusunun varlığını ortaya koymaktadır (Bölgede akış katsayısı %25 civarında olduğu için, amonyum birikimi olmasaydı akıştaki amonyum konsantrasyonu 80 $\mu\text{eq/l}$ civarında olacaktı. Bu durumda yağışla gelen amonyumun yaklaşık %85'inin sistemde tutulduğu söylenebilir. Bununla ilgili ayrıntılı hesaplamalar daha ilerde verilecektir).

Nitratin yağıştaki ve 0-90 cm toprak katmanındaki hareketi lizimetre çalışması bölümünde irdelenmiş ve Flanders'de yapılmış olan yukarıdaki çalışma ile benzer sonuçlara ulaşılmıştır.

Belgrad Ormanında ıslak depolama ile yıllık ortalama K birikiminin 459.13 eq/ha yıl olduğu saptanmıştır. Diğer bazı ülkeler ve şehirlerle karşılaştırma yapmak gerekirse;

Tablo 19. Dünyanın farklı yerlerinde ölçülen potasyum birikimleri.

Şehir veya ülke	Ölçüm yılları	Birikim (eq/ha yıl)
Hong Kong	96-97	1121.4
Japonya	84-86	771.83
Malezya	92	1138.02
Hindistan	84-88	430.98

bu birikim miktarının yüksek olmadığı görülür.

198.87 eq/ha yıl olarak hesaplanan yıllık ortalama H birikimi ise literatürde rastlanan en yüksek değeri işaret etmektedir. Yıllık H birikimi Hong Kong' da 25.4 eq/ha yıl, Florida' da 33.8 eq/ha yıl, Japonya' da 24 eq/ha yıl ve Malezya' da 132.6 eq/ha yıl olarak ölçülmüştür.

Diğer bir asidik katyon olan alminyumun Belgrad ormanındaki ıslak depolaması ortalama 3.39 eq/ha yıl' dır. ABD'deki Chesapeake körfezinde ölçülen (1994 yılında) birikim 15.11 eq/ha yıl, Massachusetts de ise 113.33 eq/ha yıl' dır. Buna göre Belgrad ormanındaki birikim düzeyinin düşük olduğu söylenebilir.

Yine yukarıda adı geçen yıllık ortalama toplam demir birikimleri Belgrad ormanı birikim miktarıyla karşılaştırıldığında hem daha yüksek hem de çok daha düşük değerlerin olabildiği görülmektedir. Belgrad ormanı yıllık ortalama toplam demir birikimi 137.44 eq/ha yıl dır. ABD'deki Chesapeake körfezinde ölçülen (1994 yılında)

birikim 5.59 eq/ha yıl, Kuzey Denizinde 59.68 eq/ha yıl, Malezya' da 519.89 eq/ha yıl ve ABD Massachusetts' de 75.27 eq/ha yıl' dır.

Belgrad Ormanında yağışla depolanan yıllık baz katyon miktarı toplamının 1999-00 döneminde 1902.36 eq/ha yıl, 2000-01 döneminde ise 1393.81 olduğu belirlenmiştir (Ca hariç) (Tablo 17). Uluslararası literatür incelendiğinde bu değerlerin oldukça yüksek olduğu görülür. Örneğin IFS araştırma istasyonlarında en yüksek ıslak baz katyon birikimi 630 eq/ha yıl olarak belirlenmiştir ve ortalama birikim 100-200 eq/ha yıl aralığındadır (Baz katyon döngüsü bölümünde bahsedilmişti), ayrıca Ca ve Na baskın katyonlar olarak belirlenmiştir (Toplam baz katyon birikiminin %70-80' i). Yine IFS sonuçlarına göre baz katyon kuru depolamasının ıslak depolama ile hemen hemen aynı oranda etkin olduğu ortaya çıkmıştır. Bunun yanında kalsiyum eşdeğerinin magnezyumun en az iki katı olduğu ve hiçbir istasyonda magnezyum birikiminden az olmadığı bulunmuştur [40].

Belgrad ormanı koşullarında yağışla meydana gelen ortalama 1700 eq/ha yıl' lık Na, K ve Mg birikimlerinin yanında en az 800 eq/ha yıl kadar da Ca olması gerektiği düşünülürse ıslak baz katyon depolamasının 2500 eq/ha yıl gibi olağanüstü bir değere ulaştığı görülür. Ayrıca en az aynı oranda gerçekleşmesi beklenen kuru depolamanın da eklenmesi ile bölgede en az 5000 eq/ha yıl gibi çok yüksek bir baz katyon birikiminin olduğu görülür. Bu değerler de Belgrad ormanına yaz aylarında neredeyse çamur ve toz yağdığını göstermektedir.

Baz katyon birikimi ayrı ayrı ele alınırsa;

-Belgrad ormanında ıslak depolama ile iki yıllık Mg birikiminin (yağış sularındaki) ortalaması $((712.0+521.66) / 2 = 616.83 \text{ eq/ha yıl})$ oldukça yüksek bir değer olup K ve Na birikiminden daha fazla gerçekleşmektedir. Hong Kong' da 1997-99 yıllarında ölçülen yağış sularındaki Mg eşdeğeri 200.0 eq/ha yıl, Japonya'da 1984-86 yılları arasında 139.92 eq/ha yıl, Malezya'da 1992 yılında 800.0 eq/ha, Hindistan'da 1984-88 döneminde 288.07 eq/ha yıl ve IFS araştırma istasyonlarında da 4 ile 130 eq/ha yıl (2 yıllık ortalama değerler) aralığında gerçekleşmiştir.

-Yıllık ortalama Na $(660.40+483.86/2 = 572.13)$ birikimi yine yüksek bir birikim miktarını ifade etmektedir. Aşağıda bazı şehirlerde ölçülmüş olan ıslak depolama ile meydana gelen yıllık sodyum birikimi değerleri verilmiştir;

Tablo 20. Dünyanın farklı yerlerinde ölçülen sodyum birikimleri.

Şehir veya ülke	Ölçüm yılları	Birikim (eq/ha yıl)
IFS istasyonları	1 ve 2 yıllık	15-260 aralığı
Hong Kong	96-97	984.78
Japonya	84-86	552.17
Malezya	92	1467.39
Hindistan	84-88	378.26

Yıllık yağışı en fazla olan Malezya’da en yüksek sodyum birikimi gerçekleşmiş genellikle ABD’ nin iç bölgelerinde yer alan IFS istasyonlarında ise en düşük depolamalar görülmüştür. Belgrad ormanı birikim değerinin deniz etkisi nedeniyle oldukça normal olduğu söylenebilir.

Öte yandan Belgrad ormanı için iki yıllık veriler ışığında hesaplanan 459.13 eq/ha yıl’ lık K birikiminin oldukça yüksek olduğu söylenebilir. Yıllık K birikimi IFS araştırma istasyonlarında 7.3 ile 58 eq/ha yıl aralığında ölçülmüş, Hong Kong’da (yukarıda belirtilen ölçüm yıllarında) 138.87 eq/ha yıl, Japonya’ da 43.47 eq/ha yıl, Malezya’ da 691.56 eq/ha yıl ve Hindistan’da 63.94 eq/ha yıl olarak belirlenmiştir.

4.4. Bazı Ölü Örtü ve Toprak Özellikleri

4.4.1. Ölü Örtü Özellikleri

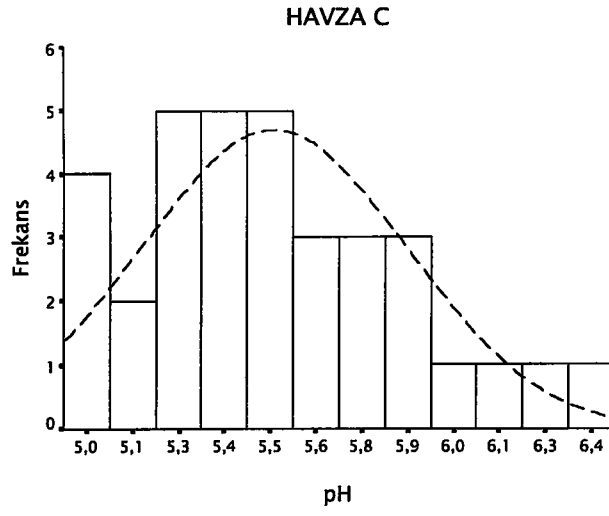
Daha önceki bölümlerde ölü örtünün sistem içi madde döngüsündeki önemine değinilmişti. Toprak örneklemeleri yapılırken ölü örtü örnekleri de alınmış ve laboratuvarında herhangi bir külleme veya kurutup dövme gibi işlemler yapılmaksızın standart pH ve Eİ ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Bu analizlerde 5 gr hava kurusu ölü örtü örneğine karşılık 50 gr saf su kullanılmıştır.

pH

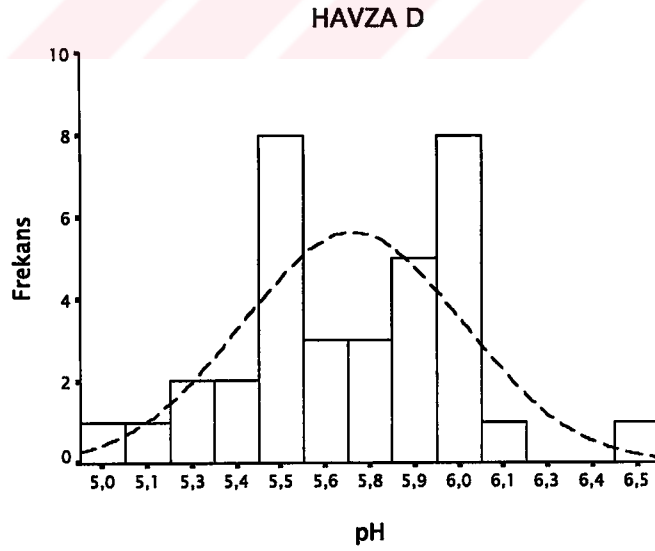
Her iki havzanın ölü örtü ile ilgili pH değerlerinin frekans dağılımları ve istatistikleri aşağıda verilmiştir;

Tablo 21. Ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Havza C	Havza D
N (Örnek say.)	38	35
Ortalama	5,55	5,70
Ortalamanın		
std. hatası	5,835E-02	5,230E-02
Medyan	5,51	5,70
Std.sapma	,3597	,3094
Eğiklik	,349	-,019
Basıklık	-,576	-,083
Değer aralığı	1,44	1,41
Min.değer	4,96	5,05
Maks.değer	6,40	6,46



Şekil 16. Havza C' ye ait ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı.



Şekil 17. Havza D' e ait ölü örtü pH değerlerinin frekans dağılımı.

Havzaların ortalama ölü örtü pH değerleri sırasıyla 5.55 (3.81 $\mu\text{eq/l}$) ve 5.70 (2.54 $\mu\text{eq/l}$) olarak hesaplanmıştır. Havzaların bitki örtüleri çok benzer olduğu için ve bunun yanında aynı tip ve oranda kuru depolamaya maruz kalmaları beklendiğinden, pH değerlerinin benzer olması zaten doğal bir sonuçtur. Ayrıca pH ölçümleri kuru depolama ürünlerinin de hafif asidik karakterli olduğunu ortaya koymaktadır.

Genel olarak ölçülen en düşük pH değerleri 5.0, en yüksek değerler ise 6.43 civarlarındadır. Dağılımlarda önemli düzeyde eğiklik göze çarpmamaktadır. Özellikle Havza D' nin pH dağılımı basıklık ve eğiklik bakımından sifıra yakın bulunmuştur.

Elektriksel İletkenlik (Eİ)

Havza C ve D'ye ait ölü örtü örneklerinin ortalama Eİ değerleri sırasıyla 435.79 ve 353.78 $\mu\text{S/cm}$ olarak belirlenmiştir. Aşağıda diğer istatistikler de verilmiştir;

Tablo 22. Ölü örtü Eİ değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Havza C	Havza D
N	38	35
Ortalama	435,79	353,78
Ortalamanın		
Std.hatası	42,99	36,29
Medyan	475,00	266,50
Std.sapma	265,02	205,28
Eğiklik	,819	1,347
Basıklık	1,325	,895
Değer aralığı	1209,00	772,00
Min.değer	95,00	124,00
Maks.değer	1304	896

En düşük ve en yüksek değerler arasında oldukça önemli farklar olduğu ve standart sapmanın da yüksek olduğu görülmektedir. Ayrıca her iki havzanın ortalama değerleri arasında da önemli fark vardır. Bilindiği gibi ölü örtü üzerindeki birikim yılın mevsimleri ve en son yağmurdan sonra geçen zamana bağlı olarak değişim gösterebilmektedir.

4.4.2. Toprak Özellikleri

pH

Daha önceki bölümlerde de belirtildiği gibi 0-20 cm derinlik kademesi A horizonu olarak kabul edilmişti. Aşağıdaki tablodan da görüleceği gibi her iki havzadan alınan toprak örneklerinin üst horizon pH değerleri ile ilgili istatistikler birbirlerine oldukça yakın bulunmuştur.

Tablo 23. 0-20 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Havza C	Havza D
N	38	35
Ort.	5,45	5,30
Medyan	5,41	5,28
Std.sapma	,65	,65
Eğiklik	,185	,160
Basıklık	-,165	-,025
Değer aralığı	2,77	2,88
Minimum	4,08	3,94
Maksimum	6,85	6,82

A horizonunda ortalama pH değeri C havzasında 5.45, D havzasında ise 5.30' dur. Ayrıca her iki havza için standart sapma değerleri ve değer aralıkları birbirlerine çok benzer olmanın yanında eğiklik (çarpıklık) ve basıklık değerleri normal dağılıma çok yakın dağılımların söz konusu olduğunu göstermektedir.

C havzası üst toprak horizonu ortalama hidrojen iyonu konsantrasyonu 9.35 $\mu\text{eq/l}$ iken, D havzası için bu değer 13.46 $\mu\text{eq/l}$ bulunmuştur. Bunun yanında değişebilir hidrojen iyonu konsantrasyonlarına (NH_4Cl çözeltisi) bakıldığında C havzası üst toprak örnekleri için 87.50 $\mu\text{eq/l}$, D havzası için ise 88.74 $\mu\text{eq/l}$ olarak belirlenmiştir.

Havzalardan alınan üst topraklarda 3.94' ün altında pH değerine rastlanmamıştır. 20-60 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinde yapılan ölçümlerde ise daha düşük pH değerlerine rastlanmıştır. Ayrıca havzaların ortalama değerleri arasında da daha fazla fark olduğu görülmektedir. C havzasından alınan örneklerin pH değerleri 4.48 - 6.33 arasında değişirken diğer havza örneklerinin 3.70 - 6.70 aralığında bulunduğu belirlenmiştir.

Tablo 24. 20-60 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Havza C	Havza D
N	38	35
Ort.	5,22	4,76
Medyan	5,15	4,82
Std.sapma	,42	,57
Eğiklik	,797	,851
Basıklık	,311	2,808
Değer aralığı	1,85	3,00
Minimum	4,48	3,70
Maksimum	6,33	6,70

Havza C ve Havza D' nin söz konusu derinlik kademesindeki değişebilir hidrojen iyonu konsantrasyonları yönünden de çok farklı oldukları, D havzası topraklarının hidrojen iyonu konsantrasyonunun C havzası topraklarının iki katından daha fazla ($263.09 \mu\text{eq/l} > 102.35 \mu\text{eq/l}$) olduğu bulunmuştur.

Öte yandan aşağıda verilmiş olan 60-90 cm derinlik kademesine ait toprak örneklerinde belirlenen pH değerlerinin de 20-60 cm değerlerine çok benzer olduğu görülmektedir. Yine C havzasının bu derinlik kademesindeki topraklarının pH değerlerinin D havzasındakilerden daha yüksek olduğu saptanmıştır. Değişebilir hidrojen iyonu konsantrasyonu ise aynı şekilde D havzasında çok daha yüksektir ($162.65 \mu\text{eq/l} > 105.82 \mu\text{eq/l}$).

Tablo 25. 60-90 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin pH değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Havza C	Havza D
N	38	35
Ortalama	5,11	4,77
Medyan	5,07	4,79
Std.sapma	,41	,50
Eğiklik	062	,186
Basıklık	-,291	,042
Değer aralığı	1,77	2,28
Minimum	4,08	3,82
Maksimum	5,85	6,10

Eİ (Elektriksel iletkenlik)

Her iki havzadan alınan toprak örneklerinin elektriksel iletkenlik değerleri ile ilgili istatistikler aşağıda verilmiştir;

Tablo 26. Toprak örneklerinin Eİ değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Derinlik kademeleri					
	0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
N	38	35	38	35	38	35
Ortalama	96,3684	142,1143	52,0263	54,5143	53,3684	83,0571
Medyan	92,5	113,0	49,5	48,0	48,0	50,0
Std.sapma	33,76	77,95	13,96	27,80	15,59	123,01
Eğiklik	1,516	1,746	2,875	2,914	2,223	3,919
Basıklık	3,245	2,726	12,190	9,225	5,993	14,853
Değer aralığı	162,00	331,00	81,00	131,00	76,00	593,00
Minimum	49,00	60,00	36,00	29,00	36,00	32,00
Maksimum	211,00	391,00	117,00	160,00	112,00	625,00

Görüldüğü gibi üst toprak horizonunda iletkenlik değeri daha yüksek bulunmuş, 20-60 ve 60-90 cm kademeleri arasında ise anlamlı bir değişim gözlenmemiştir. En yüksek iletkenlik değerine 625 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile D havzasında ve 60-90 cm derinlik kademesinde rastlanmıştır. En yüksek ortalama iletkenlik değeri ise yine D havzasının 0-20 cm derinlik kademesine aittir. Genel olarak bakıldığında ise havzalarda tuzlu toprak bulunmadığı görülebilir.

Ateşte Kayıp

Havzalardan alınan toprak örneklerinin ateşte kayıp değerleri ile ilgili istatistikler aşağıda verilmiştir.

Tablo 27. Toprak örneklerinin ateşte kayıp değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Derinlik Kademeleri					
	0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
N	37	32	38	32	37	33
Ortalama	11,3641	13,6866	5,5634	4,9747	5,5414	5,2942
Medyan	10,9300	13,3900	5,4150	4,9400	5,2900	5,2300
Std.sapma	3,5864	5,6728	1,1252	1,6498	1,3027	1,3309
Eğiklik	,500	1,048	,622	,009	,217	-,022
Basıklık	,508	1,121	,192	-,396	-1,003	-1,021
Değer aralığı	15,94	25,10	4,93	6,75	4,45	4,84
Minimum	4,10	4,42	3,43	1,74	3,58	2,71
Maksimum	20,04	29,52	8,36	8,49	8,03	7,55

Üst toprak ateşte kayıp değerleri beklendiği gibi daha yüksek bulunmuştur. Yine Eİ' de olduğu gibi 20-60 ve 60-90 derinlik kademelerinden alınan toprak örneklerinin ateşte kayıp değerleri hemen hemen eşit çıkmıştır. Ayrıca havzalar arasında da toprakların AK değerleri bakımından fark bulunmamaktadır.

Kil Fraksiyon Oranı

Üst toprak kademesinde kil yüzdesi düşüktür ve alt derinlik kademelerine inildikçe artmaktadır. Bilindiği gibi kil miktarı katyon değişiminde önemli rol oynayan parametrelerden birisidir.

Tablo 28. Toprak örneklerinin kil yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Derinlik Kademeleri					
	0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
N	37	32	38	32	37	33
Ortalama	17,44	16,59	33,72	27,69	35,23	34,49
Medyan	17,26	16,61	31,38	28,51	34,21	34,47
Std.sapma	3,91	6,58	12,14	13,26	12,34	15,63
Eğiklik	,01	,72	,70	-,32	,96	-,18
Basıklık	-,76	0,73	-,14	-,36	1,61	,39
Değer aralığı	13,87	29,26	47,10	52,60	56,12	68,56
Minimum	10,80	6,60	12,75	0	14,71	0
Maksimum	24,66	35,86	59,84	52,60	70,83	68,56

Her iki havzadan alınan toprakların aynı derinlik kademesi için birbirine yakın kil yüzdesi değerlerine sahip oldukları görülmektedir. 20-60 cm derinlik kademesinde havzalar arasında % 6.03' lük bir fark olmasına karşın bu fark istatistiksel olarak öneme sahip değildir ($t=-1.42$, $p=0.17$). Öte yandan topraklar derinlik kademeleri bakımından karşılaştırıldığında 0-20 cm' den alınan örneklerin kil yüzdelерinin aritmetik ortalama bakımından 20-60 cm ve 60-90 cm' den alınan örneklerden istatistiksel anlamda farklı olduğu belirlenmiş, 20-60 cm ve 60-90 cm kademesinden alınan topraklar arasında ise istatistiksel olarak bir fark belirlenmemiştir ($t=-1.76$, $p=0.083$).

Toz Fraksiyon Oranı

Havza topraklarının 0-20 cm derinlik kademesinde içerdikleri toz miktarları bakımından istatistiksel olarak önemli düzeyde farklılık gösterdikleri ortaya konmuştur ($t=-3.29$, $p=0.003$). Diğer derinlik kademeleri için ise havzalar arasında önemli düzeyde fark olmadığı yapılan t testi ile belirlenmiştir.

Tablo 29. Toprak örneklerinin toz yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Derinlik Kademeleri					
	0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
N	37	32	38	32	37	33
Ortalama	20,16	15,21	18,54	18,18	17,66	17,22
Medyan	20,66	13,94	18,96	16,27	16,82	14,44
Std.sapma	4,14	6,85	3,36	9,95	4,12	11,04
Eğiklik	-,34	,26	-,41	2,19	,89	2,84
Basıklık	-,20	-1,09	1,03	5,12	,45	8,49
Değer aralığı	16,84	23,49	14,46	44,66	16,03	50,24
Minimum	11,46	5,69	10,25	7,0	11,30	8,19
Maksimum	28,30	29,18	24,71	51,66	27,33	58,43

Öte yandan yine yapılan aritmetik ortalama karşılaştırmalarında derinlik kademeleri itibariyle hesaplanmış olan toz yüzdeleri arasında da istatistiksel bakımdan önemli düzeyde fark olmadığı belirlenmiştir.

Kum Fraksiyon Oranı

Tablo 30' dan da görülebileceği gibi 0-20 cm derinlik kademesinden alınan toprak örneklerinin kum içerikleri diğer derinlik kademelerine göre daha yüksektir. Bu derinlik kademesinin kum yüzdesi diğer kademelerinkinden istatistiksel olarak da önemli düzeyde farklılık göstermiştir. Buna karşın 20-60 cm ve 60-90 cm derinlik kademelerinin kum yüzdeleri arasında istatistiksel olarak önemli bir fark belirlenmemiştir ($t=1.49$, $p=0.141$).

Tablo 30. Toprak örneklerinin kum yüzde değerlerinin frekans dağılımı istatistikleri.

	Derinlik Kademeleri					
	0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
N	37	32	38	32	37	33
Ortalama	62,40	68,20	47,74	54,13	47,11	48,29
Medyan	61,57	69,18	50,41	53,07	47,56	48,39
Std.sapma	6,14	12,85	12,18	13,45	12,09	13,75
Eğiklik	-,20	-,29	-,32	,01	-,45	-,32
Basıklık	-,30	,12	,028	-1,03	1,60	-,13
Değer aralığı	25,32	56,10	50,75	48,05	58,03	53,25
Minimum	48,22	34,96	21,08	29,30	15,01	17,29
Maksimum	73,54	91,06	71,83	77,35	73,04	70,54

Aynı derinlik kademesi için ise havzaların kum yüzdeleri arasında istatistiksel anlamda önemli bir fark bulunamamıştır. Yani aynı derinlik kademesi için, her iki havzanın kum fraksiyon oranları istatistiksel olarak birbirine eşittir.

Tekstür ve hidrolik özellikler

Her iki havzanın tekstür yapısının benzer olması anakaya ve ayrışma olaylarının da benzer olduğunu ortaya koymaktadır. Yukarıdaki veriler ışığında her iki havzanın derinlik kademeleri itibariyle ortalama tekstür yapısı belirlenmiş ve ayrıca Saxton ve ark (1986)' a göre bazı hidrolik özellikleri hesaplanarak aşağıda verilmiştir [101].

Tablo 31. Toprak örneklerinin tekstür ve bazı hidrolik özellikleri.

		Derinlik Kademeleri					
		0-20 cm		20-60 cm		60-90 cm	
		Havza C	Havza D	Havza C	Havza D	Havza C	Havza D
Tekstür		KB	KB	KKB	KKB	KKB	KKB
Solma noktası	cm ³ /cm ³	0.12	0.12	0.19	0.16	0.19	0.19
Tarla kapasitesi	cm ³ /cm ³	0.22	0.21	0.30	0.27	0.30	0.30
Doy.Hidr.Geç.	cm/saat	1.03	1.01	0.22	0.33	0.21	0.22
Faydalı su	cm ³ /cm ³	0.10	0.09	0.11	0.10	0.11	0.11

KB: Kumlu balçık, KKB: Kumlu-killi balçık.

Tablodan görüleceği gibi 0-20 cm derinlik kademesinden alınan toprak örnekleri ağırlıklı olarak *Kumlu Balçık* tekstür sınıfına girmekte, buna karşın 20-60 cm ve 60-90 cm derinlik kademelerinden alınan toprak örnekleri ise *Kumlu-Killi Balçık* tekstür sınıfında yer almaktadır. KKB tekstüründeki toprakların *solma noktasında* ve *tarla kapasitesinde* tuttıkları su miktarı KB tekstüründeki topraklara nazaran daha fazla olmakla beraber *faydalı su* miktarı bakımından eşit veya artı yönde çok az farklıdır. Doygun hidrolik geçirgenlik özelliği bakımından ise daha hafif kabul edilebilecek olan üst topraklar doğal olarak çok daha etkindir.

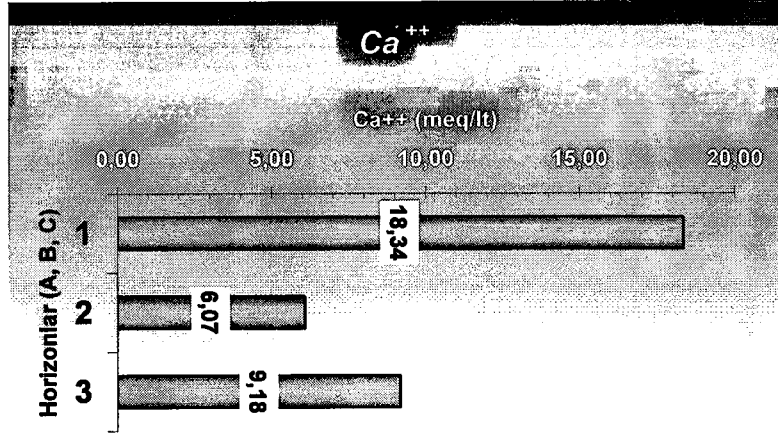
Kasyon Değişim Kapasitesi (KDK) ve Baz Doygunluğu (BD)

Öncelikle kasyonlar ayrı ayrı ele alınmış, daha sonra KDK ve BD bakımından değerlendirmeye gidilmiştir. Sodyum dışındaki baz kasyonların -özellikle kalsiyumun (Bknz. Literatür özeti)- yaprak ve diğer bitki dokularında bol miktarda bulundukları için ayrışma ürünü olarak çürüntü tabakasının hemen altında ve A horizonunda nisbeten daha yüksek oranda bulunmaları beklenmektedir.

Değişebilir Kalsiyum (Ca⁺⁺)

Değişebilir kalsiyum organik maddece zengin A horizonunda (0-20 cm) bol miktarda bulunmaktadır (18.34 meqlt⁻¹ = 356.0 mg/lt). Buna karşın alt horizonlarda daha az miktarda bulunduğu görülmektedir (Şekil 18). İstatistiksel olarak 2. ve 3. DK'ların aritmetik ortalamaları arasında fark olmadığı (t=-1.45, p= 0.164) buna karşın 1. DK' nın diğerlerinden farklı olduğu belirlenmiştir.

0-20 cm derinlik kademesinde belirlenen değişebilir kalsiyum diğer kademelerdeki konsantrasyonunun 2 veya 3 katı civarındadır.

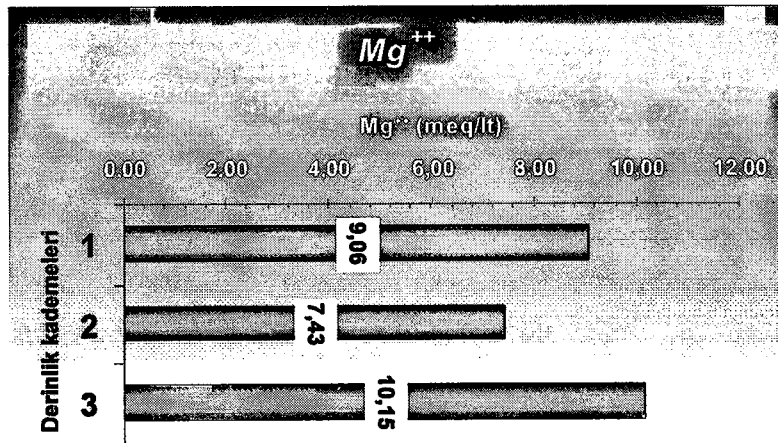


Şekil 18. Değişebilir kalsiyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.
Derinlik kademeleri (DK) 1 (0-20 cm), 2 (21-60 cm), 3 (61 cm ve aşağısını) ifade etmektedir.

Üst derinlik kademesinde, nisbeten daha yüksek değişebilir kalsiyum bulunması ölü örtü ayrışmasıyla açıklanabilir. Öte yandan değişebilir kalsiyumun en alt derinlik kademesinde 20-60 cm kademesine nazaran daha fazla bulunmasının nedeninin daha yüksek oranda kil içermesi olduğu sanılmaktadır.

Değişebilir Magnezyum (Mg⁺⁺)

Değişebilir magnezyum içeriğinin 60 cm den aşağılarda arttığı belirlenmiştir. Yine de DK' lar arasında değişebilir magnezyum içeriği bakımından istatistiksel anlamda önemli bir fark olmadığını ANOVA (Varyans analizi) testi de göstermiştir (F=1.36, p=0.265).



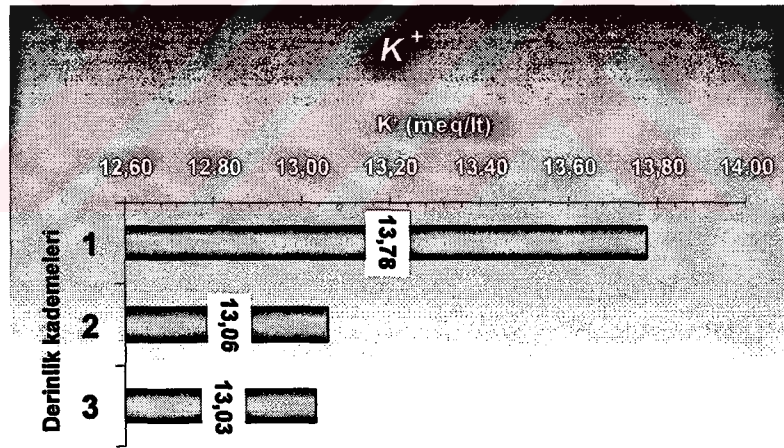
Şekil 19. Değişebilir magnezyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.

DK' ların değişebilir Mg içerikleri arasında istatistiksel bakımdan fark olmamasına rağmen profil boyunca bir yıkanma ve birikme olayının gerçekleşiyor olabileceği göz ardı edilmemelidir.

Kalsiyumdan farklı olarak en alt derinlik kademesinin içerdiği değişebilir magnezyum konsantrasyonu en st derinlik kademesinden daha yüksek bulunmuştur. Yine 20-60 kademesinin en az değişebilir magnezyum içeriğine sahip olduğu belirlenmiştir.

Değişebilir Potasyum (K^+)

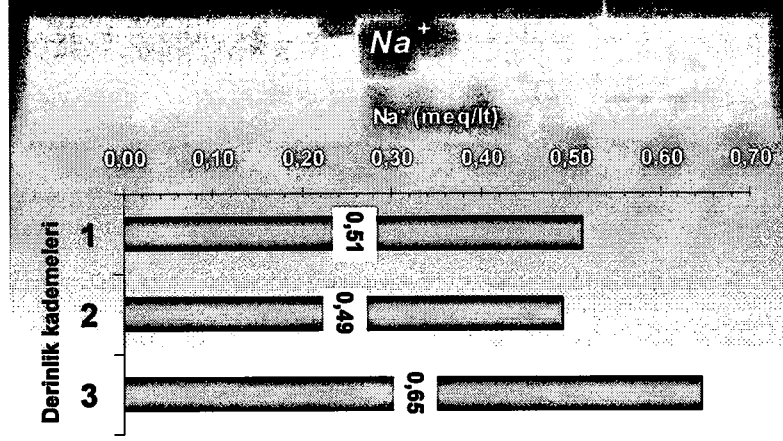
Değişebilir potasyum değerlerinin st horizontda (0-20) yüksek aşağılarda ise daha düşük olduğu görülmektedir. İstatistiksel olarak da 1. DK' nın 2 ve 3 nolu DK' lerine göre değişebilir K içerikleri bakımından anlamlı bir fark gösterdiği, 2 ve 3 nolu DK' ların arasında ise değişebilir K içerikleri bakımından anlamlı fark olmadığı ($t=0.224$, $p=0.825$), belirlenmiş bulunmaktadır. Eşdeğer konsantrasyon olarak potasyumun st derinlik kademesinde kalsiyumdan sonra ikinci, orta ve alt derinlik kademelerinde is en önemli katyon olduğu ortaya çıkmıştır. Ayrıca yine aynı katyonlara nazaran derinlik kademeleri itibariyle daha homojen bir dağılım gösterdiği belirlenmiştir.



şekil 20. Değişebilir potasyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.

Değişebilir Sodyum (Na^+)

Değişebilir sodyumun toprak horizonları boyunca değişimine bakıldığında en fazla C horizonunda (60-100 cm) bulunduğu görülür. Fakat horizonlar arasındaki farkların istatistiksel anlamda önemi bulunmamaktadır.

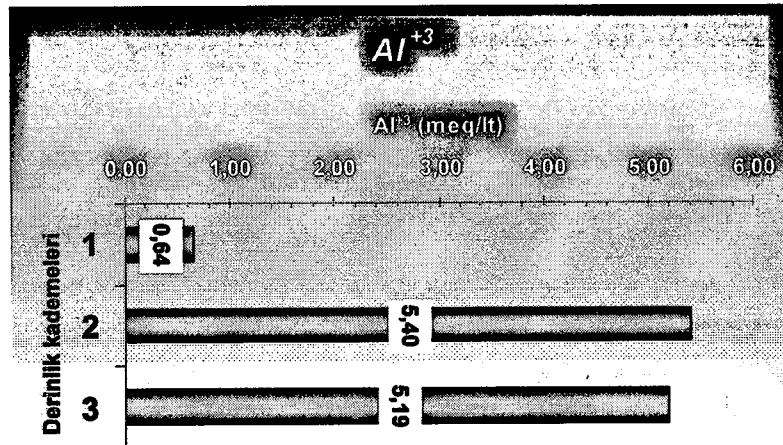


Şekil 21. Değişebilir sodyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.

Sodyum araştırma havzalarının topraklarında bulunan en düşük düzeydeki baz katyondur. Değişebilir kalsiyum ve magnezyumun dikey dağılımına benzer biçimde orta derinlik kademesinde en düşük düzeydedir. Ancak diğer 3 baz katyona oranla değişebilir konsantrasyonu tüm dikey profil boyunca çok düşüktür.

Değişebilir Alüminyum (Al^{+3})

Değişebilir alüminyumun A horizonunda çok az bulunduğu buna karşın alt horizonlarda aniden artış gösterdiği belirlenmiştir. Bu durum alüminyumun yıkanma ve birikme derinliklerinin diğer katyonlardan farklı olduğunu göstermektedir. Bu parametre yönünden A horizonu istatistiksel olarak da diğerlerinden farklı bulunmuştur. Diğerleri arasında ise fark bulunamamıştır ($t=0,332$, $p=0,744$)



Şekil 22. Değişebilir alüminyum miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.

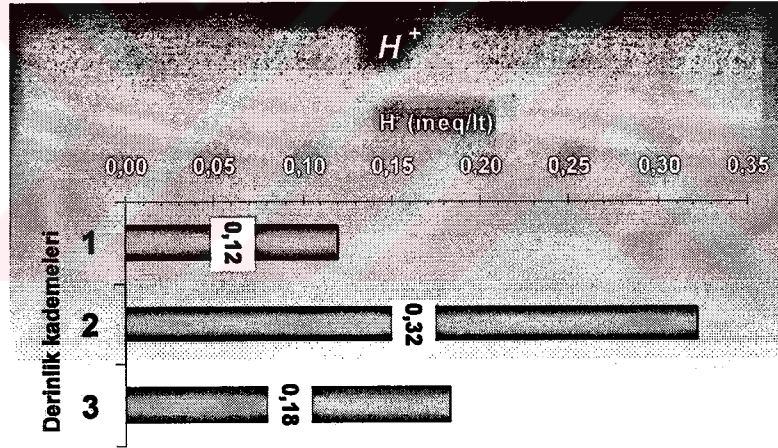
Değişebilir Hidrojen (H^+)

Toprakların pH' larına bakılmasına rağmen tümünün değişebilir H konsantrasyonuna bakılmadığı için saf su ile ve 1M NH_4Cl ile ölçülen hidrojen iyonu konsantrasyonları arasındaki eğrisel ilişki sayesinde saf su içerisinde hazırlanan toprak su çözeltilerinde ölçülen pH değerleri ile değişebilir H konsantrasyonu değerlerine geçiş sağlanabilmektedir. Özellikle üst horizonunda pH_{su} ile pH_{NH_4Cl} arasında kuvvetli korelasyon vardır. Bu ilişkiye ait matematiksel ifadenin ne olabileceği araştırılmış ve aşağıdaki kübik denklem elde edilmiştir;

$$H^+_{ex} = 53.77 + 7.53 H^+ - 0.18 (H^+)^2 + 0.0012 (H^+)^3$$

$$r = 0.70; p = 0.00$$

Değişebilir hidrojen iyonlarının Al iyonları ve kil fraksiyonu gibi daha çok alt horizonlarda ve özellikle 20-60 derinlik kademesinde biriktiği görülmektedir (Şekil 23). Gruplar arasında aritmetik ortalama bakımından fark bulunmamıştır ($F=0.788$, $p = 0.460$).

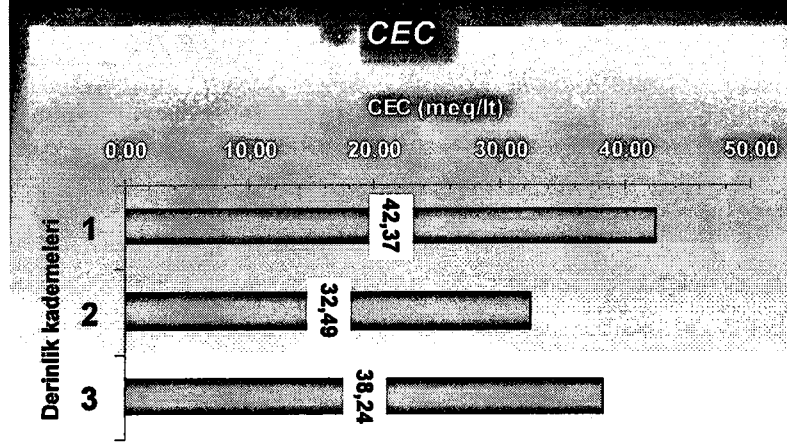


Şekil 23. Hidrojen iyonu miktarlarının toprak profili boyunca değişimi.

Etkin Katyon Değişim Kapasitesi (EKDK)

Tüm asit ve baz katyonların toplamından oluşan KDK' nin üst horizonunda (A) en yüksek değere ulaştığını, 20-60 cm derinlik kademesinde (B horizonu olduğu kabul edilmektedir) azaldığı, daha sonra ise tekrar artış gösterdiği görülmektedir. 1. ve 2. DK' ların aritmetik ortalamaları arasında anlamlı fark vardır ($t=3.00$, $p=0.008$). Aktaş (1995) Tokat ve Amasya civarındaki tarım topraklarında yaptığı analizlerde 18 toprak

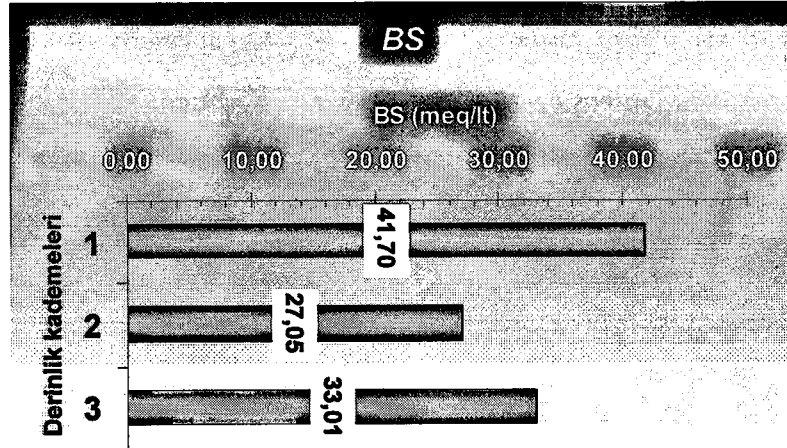
örneğinde KDK' nin 19.02-40.00 meq/lt aralığında değiştiğini saptamıştır (KY: %7.4-50.5; Organik madde: %1.13-2.75 aralıklarında).



Şekil 24. KDK' nin toprak profili boyunca değişimi.

Baz Doygunluğu (BD)

Baz doygunluğu toprağın asitleşmeye karşı direncini KDK' ye göre daha iyi yansıtmaktadır. Zira hesaplanırken asit kasyonlar göz ardı edilmektedir.



Şekil 25. BD' nin toprak profili boyunca değişimi.

Baz doygunluğu toprağın asitleşmeye karşı direncini KDK' ye göre daha iyi yansıtmaktadır. Zira hesaplanırken asit katyonlar göz ardı edilmektedir. Değişebilir Al ve H miktarları çıkartılınca A horizonunun önemi daha çok ortaya çıkmaktadır, çünkü *bu horizonta asidik katyon miktarı düşüktür ve toplam değişebilir katyon içeriğinin sadece %1.56' sını oluşturmaktadır*. Bu değer 2. ve 3. derinlik kademelerinde sırasıyla %16.74 ve %13.67' dir. 1. DK' nın ortalama BD değeri diğerlerinden farklıdır, 2 ve 3 nolu DK' ların ortalama BD değerleri arasında ise istatistiksel olarak bir fark yoktur ($t=1.665$, $p=0.112$).

4.4.3. Toprak özellikleri arasındaki doğrusal ilişkiler

Yukarıda analizi gerçekleştirilen değişebilir katyonlar ve bu katyonların yardımı ile hesaplanan değerler (KDK ve BD) arasında doğrusal ilişki olup olmadığı araştırılmıştır. Bulunabilecek herhangi bir ilişki bir katyonun diğer katyonlarla olan etkileşimini aydınlatmak ve KDK ve BD ile olan etkileşimini ortaya koymak bakımından önem taşımaktadır.

Korelasyon matrisi Tablo 32' de verilmiştir. Tablodan da görülebileceği gibi toprakların KDK değerleri değişebilir baz katyonlarla pozitif doğrusal ilişki göstermektedir. Değişebilir asidik katyonlarla (H ve Al) ise zayıf korelasyona sahiptir. Buna karşın BD; Na hariç (ki o da 0.06 düzeyinde) tüm katyonlarla doğrusal ilişki (Al ve H ile negatif yönde) göstermektedir.

Katyonlar teker teker ele alındığında H iyonunun değişebilir Al ile güçlü pozitif, Ca ve K ile negatif doğrusal, Ca' nın Mg ve K ile pozitif, Al ile negatif ve yine K' nın Al ile güçlü negatif doğrusal ilişkiye sahip olduğu görülmektedir (Tablo 33). Dolayısıyla genel olarak toprakların değişebilir asidik katyonlarının (H ve Al) birbirleriyle pozitif doğrusal, bazik katyonlarla, KDK ve BD ile ise negatif ilişkili olduğu ortaya çıkmaktadır. *H konsantrasyonunun artması durumunda (düşük pH) baz katyonların yıkanacağı ve A^{+3} ile yer değiştireceği düşünülürse H ile Al^{+3} arasındaki pozitif korelasyon doğal karşılanabilir.* pH nın yükselmesi durumunda alüminyum iyonları $Al(OH)_3$ olarak çökelmektedir (precipitate). Aksi durumda ise hareketlenmektedir (mobilization). Ayrıca toprak pH' sının 4'ün altına inmesi durumunda H^+ iyonu değişebilir katyon davranışını yitirmektedir çünkü bu durumda oksijen yüzeylerine güçlü kovalent bağla tutunmaktadır.

Buradan hareketle hidrojen içeriği daha düşük olan üst horizonun nispeten yüksek baz doygunluğu ve KDK göstereceği söylenebilir.

Tablo 32. Toprakların değişebilir katyon içerikleri arasındaki korelasyonlar.

		H ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	A ⁺⁺	KDK
Ca ⁺⁺	Pears. Korel.	-,416						
	Öneml. (2-yön)	,001						
	N	59						
Mg ⁺⁺	Pears. Korel.	-,077	,285					
	Öneml. (2-yön)	,562	,029					
	N	59	59					
Na ⁺	Pears. Korel.	,042	,153	,247				
	Öneml. (2-yön)	,752	,248	,059				
	N	59	59	59				
K ⁺	Pears. Korel.	-,359	,445	,205	-,094			
	Öneml. (2-yön)	,005	,000	,119	,481			
	N	59	59	59	59			
A ⁺⁺	Pears. Korel.	,551	-,465	,149	,106	-,390		
	Öneml. (2-yön)	,000	,000	,259	,424	,002		
	N	59	59	59	59	59		
KDK	Pears. Korel.	-,190	,778	,760	,290	,366	,033	
	Öneml. (2-yön)	,150	,000	,000	,026	,004	,804	
	N	59	59	59	59	59	59	
BD	Pears. Korel.	-,362	,896	,677	,242	,477	-,297	,944
	Öneml. (2-yön)	,005	,000	,000	,064	,000	,022	,000
	N	59	59	59	59	59	59	59

Koyu rakamlar anlamlı (p=0.05' den küçük) korelasyon katsayılarını göstermektedir.

Ayrıca literatürde toprakların kil ve organik madde içerikleri ile yukarıda analizi yapılmış olan değişebilir katyon miktarları arasında doğrusal ilişkiler belirlenmiştir. Bu nedenle değişebilir katyonların kil yüzdesi ve ateşte kayıpla (AK) olan ilişkileri araştırılmıştır (Tablo 33).

Tablo 33. Toprakların değişebilir katyon içerikleri arasındaki korelasyonlar.

		H ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Al ⁺⁺	KDK	BD
AK	Pears. Korel.	-,307	,678	,140	-,057	,689	-,430	,483	,603
	Öneml. (2-yön)	,018	,000	,289	,670	,000	,001	,000	,000
	N	59	59	59	59	59	59	59	59
Kil	Pears. Korel.	,054	-,169	,252	,233	-,240	,520	,158	-,020
	Öneml. (2-yön)	,686	,201	,054	,076	,067	,000	,233	,880
	N	59	59	59	59	59	59	59	59

Bu istatistiksel değerlendirme sonucunda topraktaki organik madde içeriğinin bir göstergesi sayılabilecek olan ateşte kayıp miktarı ile magnezyum ve sodyum dışındaki tüm katyonların ve KDK ve BD değerleri arasında doğrusal bir ilişki olduğu sonucu ortaya çıkmıştır. Al ve H ile AK arasındaki ilişki negatif diğerleri pozitif yöndedir. Kil

yüzdesi ise sadece değişebilir Al miktarı ile pozitif yönde doğrusal ilişki göstermiştir. *Kil yüzdesinin KDK ve BD ile herhangi bir korelasyon göstermemesi dikkat çekicidir ve araştırma havzalarının topraklarında KDK yönünden organik maddenin kil minerallerinden daha etkin rol oynadığını göstermektedir.* Öte yandan kil mineralinin tipinin de KDK üzerinde etkili olduğu göz ardı edilmemelidir. Bir sıralama yapmak gerekirse;

Organik madde > Vermiküllit > Montmorillonit > İllit > Klorit > Kaolinit=Halloysit

Kaolinit kili en az etkili kil minerali tipidir ve genellikle 100 gramının sahip olduğu KDK 5-8 meq/lt'dir. Bu değer Montmorillonit' de 8-150 meq/lt, Halloysit' de 5-10 meq/lt, İllit'te 20-50 meq/lt, Vermiküllit'te 100-200 meq/lt, Klorit' te 10-40 meq/lt' dir. KDK' de en etkin kil mineralleri 3 tabakalı olanlardır, bunu dört tabakalı ve iki tabakalı olanlar takip etmektedir [6, 7, 9 ,10].

Bu aşamada araştırma alanı civarında kullanılabilecek bir regresyon denklemi geliştirilmesinin yararlı olabileceği düşünülmüştür. KDK' yi ateşte kayıp ve kil yüzdesi yardımıyla verebilecek bir regresyon denklemi aynı zamanda KDK üzerinde etkili olan bu iki bileşenin etki oranları hakkında da fikir verebilecektir. Elde edilen regresyon denklemi ve bazı özellikleri aşağıda verilmiştir;

$$KDK = 199.640 + 2.601 KY + 11.282 AK$$

$$r = 0,573 \quad p = 0.00 \quad N = 59$$

KY: Kil yüzdesi

AK: Ateşte kayıp yüzdesi

KDK: Katyon değişim kapasitesi (m eq lt⁻¹)

Daha sonraki aşamada içerisinde sabit bulunmayan bir regresyon denklemi hesaplanmıştır;

$$KDK = 6.505 KY + 19.118 AK \quad (r= 0.957, p=0.00)$$

İçerisinde sadece katsayılar bulunan bu denklem KY ve AK'nın KDK üzerindeki bağıl etkilerini göstermektedir. Örneğin araştırma alanındaki 100 gr toprakta AK' daki 1 gr' lık bir artış ile KY' deki 3 gr' lık artış KDK üzerinde yaklaşık aynı oranda etkili olmaktadır.

Genel olarak yani tüm toprak örnekleri (farklı horizonlarda) değerlendirmeye tabi tutulduğunda yukarıdaki tablo ortaya çıkmaktadır. Fakat üst horizonlarda KDK

üzerinde etkili olan ana faktör organik madde olmasına rağmen alt horizonlara inildikçe organik madde yüzdesi sıfıra yaklaşacak ve dolayısıyla katyon değişimini etkileyen baskın faktör tek başına kil yüzdesi olabilecektir. Bu noktadan hareketle derinlik kademeleri bir kez de teker teker istatistik analize tabi tutulmuştur.

Buna ait korelasyon matrisleri de Ek Tablo 4' de verilmiştir.

Üst horizon toprakları göz önüne alındığında AK yüzdelерinin KDK, Ca, Mg, K ve BD ile güçlü ($p < 0.05$), KY, Na, Al ve H ile zayıf ($p > 0.05$) korelasyon gösterdiği, buna karşın KY' nin analizi yapılan hiçbir toprak özelliği ile güçlü bir doğrusal ilişki sergilemediği bulunmuştur.

20-60 cm derinlik kademesinden alınan topraklarda ise bunun aksine KY; AK, KDK, Na ve Al ile güçlü korelasyon göstermiştir. Bunun yanında AK yüzdesi KY hariç hiçbir toprak özelliğiyle anlamlı bir doğrusal değişim ilişkisine sahip değildir.

Son olarak en alt kademedен alınan topraklarda AK yüzdesi KY ile, KY' de sadece KDK ile anlamlı korelasyon sergilemiştir.

Bu noktadan hareketle AK ve KY değerlerinin her derinlik kademesi için KDK üzerindeki bağıl etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla yine sabit değeri olmayan doğrusal regresyon denklemleri geliştirilmiştir. Bu denklemler aşağıda verilmiştir;

$$KDK_1 = 16.34 AK_1 + 9.50 KY_1 \quad r = 0.980, \quad p = 0.00$$

$$KDK_2 = 9.47 KY_2 \quad r = 0.944, \quad p = 0.00$$

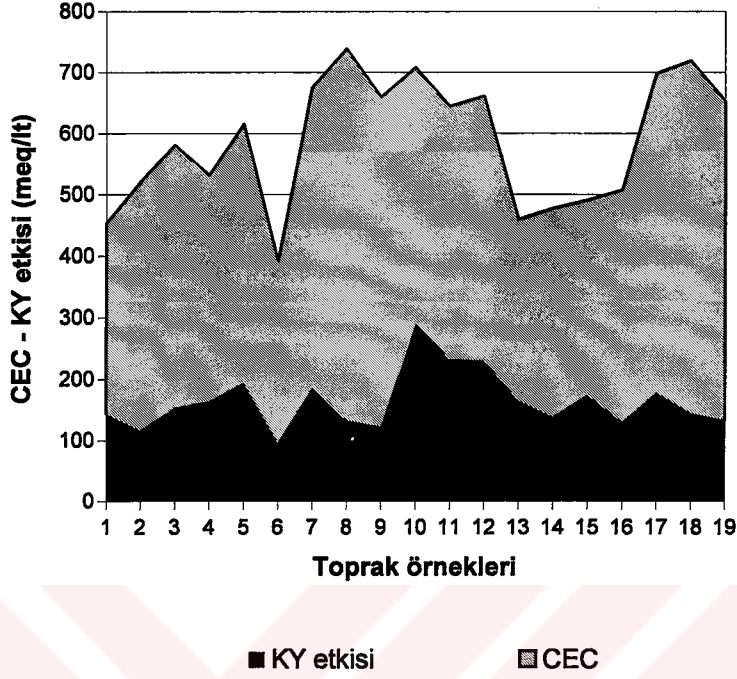
$$KDK_3 = 9.06 KY_3 \quad r = 0.927, \quad p = 0.00$$

KDK: Katyon değişim kapasitesi veya değişebilir katyon miktarı (meq/lt)

Alt horizonlarda AK ile KDK arasında anlamlı korelasyon ilişkisi olmamasından dolayı KDK' deki değişim sadece KY' ye bağılı olarak açıklanabilmektedir.

Örneğin 3. Derinlik kademesinde (C horizonu olduğu varsayılıyor) KY' de meydana gelen %1'lik bir artış KDK' de 9.06 meq/lt' lık bir artışa yol açmaktadır. Yine KY' deki aynı orandaki bir artış 2. DK' da 9.47 meq/lt' lık en üst horizonunda ise 9.50 meq/lt bir artış yaratmaktadır. Bu da bizi tüm horizonlarda bulunan kil minerallerinin

KDK üzerinde yaklaşık eşit etkileri olduğu gibi bir sonuca ulaştırmaktadır. A horizonunda KDK üzerindeki KY etkisi Şekil 26 da verilmiştir.



Şekil 26. A horizonunda KDK üzerindeki KY etkisi.

4.5. Lizimetre Çalışması Bulguları

Ekosistemdeki katyon ve anyonların hareketini incelemek bakımından bir lizimetre çalışmasının yapılmasının oldukça yararlı olacağı düşünülmüştür. Zira toprağın farklı katmanlarının söz konusu döngüler üzerinde farklı etkileri olabilmektedir. Ayrıca yağış sularının yüksek hidrojen iyonu içeriklerinin nötralizasyonunda hangi horizonun daha etkin olduğu da bu sayede belirlenebilecektir. Lizimetrelerin, çalışmanın 2. yılında sağlanabilmesi nedeniyle 10 kez toprak suyu örnekleme yapılabilmiştir. Örnekleme periyodundaki yağışın kimyasal kompozisyonu ile dere 2'deki akışın bileşimi lizimetre verileriyle kombine edildiğinde ekosistemin farklı seviyelerindeki madde döngüsü kısmen ortaya konulabilmektedir. Ek Tablo 5' de yağış, 20, 60, 90 cm ve akıştaki anyon ve katyon konsantrasyonları gösterilmiştir. Ayrıca lizimetrenin temsil ettiği alanın ekolojik ve toprak özellikleri aşağıda verilmiştir. Bazı fiziksel ve kimyasal toprak ve ölü örtü özellikleri ise Ek Tablo 6' de verilmiştir;

Bakı: Kuzey (345°)
Yükseklik: 165 m.
Eğim: 50°
Yamaç uzunluğu: 50 m
Kapalılık: 0.7

Vejetasyon: Kayın-Meşe
Yaş: Değişik yaşlı (0-60)
Çap: 2-30 cm
Ölü örtü kalınlığı: 8 cm
Humus tipi: Çürüntülü mull

Derin toprak. A horizonu 0-20 cm' de yer almakta. B horizonunun C' den ayrımı çok belirgin değil ve 50' e kadar inmekte.

Lizimetre çalışmasının bulgularına geçmeden önce hidrojen iyonunun ekosistemdeki davranışı ile ilgili benzer bir araştırmanın sonuçlarının incelenmesinde yarar vardır.

Coweeta Hidrolojik Laboratuvarındaki bir karışık orman ekosistemindeki yıllık H iyonu konsantrasyonu aşağıdaki gibidir [102] ;

Aşama	H ⁺ (µeq lt ⁻¹)
Yağış	17.1
DGA	5.1
Ölü örtü altında	4.6
Toprak suyu (25 cm der.)	1.0
Dere suyu	0.2

Tablodan da anlaşılacağı gibi yağışın yıllık ortalama pH değeri 4.8 olup bu değer akışta 6.7' ye kadar çıkmaktadır. pH daki 1.9' luk bu artış konsantrasyonda 85.5 katlık bir azalmayı ifade etmektedir. Yani söz konusu havzanın oldukça yüksek bir asit nötralizasyon kapasitesi (ANK) olduğu söylenebilir.

Bu çalışmada ise lizimetre çalışması süresince yağışın H⁺ konsantrasyonu oldukça düşük seyretmiştir (1.32 µeq lt⁻¹). *Aslında iki yıllık verilere göre Belgrad Ormanı yağışının H⁺ iyonu konsantrasyonu ortalama 22.91 µeq lt⁻¹ dir.*

Yağıştan başlayarak 20 cm, 60 cm, 90 cm ve dere suyunda ölçülen H⁺ konsantrasyonunun her aşamada yaklaşık 1 kat azaldığı gözlenmiştir (1.32 / 0.56 / 0.29 / 0.19 / 0.08 µeq lt⁻¹). *Dolayısıyla H⁺ iyonunun ekosisteme girmesiyle beraber her aşamada tamponlandığı söylenebilir.* Ayrışma olaylarının cereyan ettiği ve ortama fazladan H⁺ iyonunun verildiği üst toprak horizonunda bile durum böyledir. Lizimetre çalışmasının yapıldığı alanın toprak özellikleri Ek Tablo 6' da verilmiştir. Farklı horizonların pH değerleri 5' in altındadır, buna rağmen toprak suyunun pH değeri gözlem periyodu boyunca hiç 6'nın altına inmemiştir. Hatta 90 cm 'de neredeyse tamamen nötralize olmaktadır (pH₉₀ = 6.71).

H iyonunun ekosistemin farklı katmanlarında nötralize edilmesi doğal olarak ekivalan miktarda katyonun yıkanması anlamına gelmektedir. Yağıştaki katyon miktarı ile akıştaki miktarı arasındaki fark sistemde tutulan ve yıkanan anyon ve katyonları gösterir. Böyle bir değerlendirme yağış-akış karşılaştırması bölümünde yapılacaktır, fakat burada da konsantrasyon olarak hangi katyonun ve anyonun toprağın hangi

horizonunda hareketlendiği (mobilize) ve nerede çökeldiği (precipitate) konularına değinilecektir.

Genel olarak ilk bakışta Al' nin durumu dikkat çekmektedir. Belirli konsantrasyonlarda (Q.rubra için 1500 $\mu\text{mol/L}$) bitkiler için toksik bir element olan alüminyum daha çok 4.5 pH derecesinin altında hareketlenmekte [6, 9] pH yükseldikçe $\text{Al}(\text{OH})_3$ ve $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ olarak çökelmektedir. Lizimetre alanındaki toprak pH' sı üst horizontan aşağıya doğru 4.51, 4.80, 4.85'dir. Buna rağmen sadece 20 cm derinlikteki toprak suyunda Al' ye rastlanmış, daha aşağılarda (60, 90 cm derinlikler ve dere suyu) ise konsantrasyon neredeyse sıfıra düşmüştür. 20 cm derinlikteki Al konsantrasyonu ise oldukça düşüktür (Değişebilir Al' nin bu horizontdaki topraklarda 1.64 meq/Lt olduğu düşünülürse).

Lizimetre alanında alt horizonların değişebilir Al konsantrasyonları üst horizontan daha yüksektir ($\text{Al}_{20} = 1.64$, $\text{Al}_{60} = 5.57$ ve $\text{Al}_{90} = 3.53$ meq/Lt).

Yukarıdaki bilgiler ışığında Al' nin sadece üst toprak horizonunda az miktarda (bitkiler için zararlı olabilecek düzeyden çok uzak) hareketlendiğini ve bunun da muhtemelen organik madde ayrışmasından ve yağışla gelen H iyonundan kaynaklandığı, toprak suyu pH değerinin yükselmesiyle de hemen çökeldiği söylenebilir. Tabii Al' nin çok az miktarının hareketlenmesi ve toprak suyu çözeltilisine geçmesinde gözlem periyodundaki yağışların beklenenden daha düşük H iyonu konsantrasyonların sahip oluşunun etkisi olduğunu söylemek yerinde olur.

Fosfor biyolojik yaşam için azottan sonra en önemli bitki besin maddesidir. Fakat ekolojide daha çok ötrifikasyondaki önemi ile gündeme gelmektedir. Fitoplanktonların ve su bitkilerinin gelişiminde sınırlayıcı faktör durumundadır. Dolayısıyla fluvial sisteme geçmeden toprakta tutulması ve karasal bitkilerin gelişiminde kullanılması çok yararlı olacaktır. Araştırma havzaları Büyükbent' e dökülen derelerden birisini beslemekte ve bu yüzden fosfor retensiyon oranları büyük önem arz etmektedir. Büyükbent yaklaşık 350 yıllık bir göldür ve ilkbaharda zaman zaman alg patlamaları gözlenmektedir. Ayrıca gölün büyük bir bölümü su bitkileriyle kaplanmış durumdadır [103]. Yüzeysel sularda 100 $\mu\text{g/Lt}$ (ppb)' lik toplam fosfor konsantrasyonu çok yüksek kabul edilmekte, 20 $\mu\text{g/Lt}$ ise çevre sorunları yaratacak düzeyde kabul edilmektedir [4]. Bu yönden bakıldığında araştırma bölgesindeki derelerde ve Büyükbentteki toplam fosfor konsantrasyonu sözkonusu değerlerin çok altındadır.

Bilindiği gibi topraktaki fosforu kaynağına göre organik ve mineral fosfor olmak üzere ikiye ayırmak mümkündür [104, 105]. Daha önce fosfor döngüsü içerisinde değinildiği gibi primer minerallerin ayrışmasıyla serbest hale geçen fosforun bitkiler tarafından alınması ve asimilasyonu sonrası çeşitli dönüşümlerden sonra toprağa geçmesi sonucu toprakta organik fosfor fraksiyonu oluşmaktadır [9].

Asidik topraklarda inorganik fosfor genellikle Al ve Fe fosfatlar halinde bulunmaktadır. Araştırma alanı topraklarında ayrıca kalsiyum fosfat bileşiklerinin de bulunabileceği yüksek değişebilir kalsiyum içeriklerinden anlaşılmaktadır.

Fosforun yüzeysel akışla ve yıkanmayla taşınım sistem dışına çıkması ile ilgili bilgiler fosfor döngüsü bölümünde verilmiş olduğu için burada değinilmeyecektir.

20 cm'deki toprak suyunda Al ve Fe' nin diğer horizonlara nazaran daha hareketli olması fosfat konsantrasyonunu da arttırmaktadır. Nitekim yağış suyundaki 74.53 $\mu\text{eq/l}$ ' lik fosfat konsantrasyonu toprakta 20 cm derinliğe ulaştığında ikiye katlanmaktadır (168.24 $\mu\text{eq/l}$). 60 cm derinlik kademesinde de benzer bir ortalama konsantrasyona sahip olan fosfat anyonunun 90 cm'de neredeyse yağıştaki konsantrasyonuna kadar düştüğü görülmektedir. Miktar yönünden bir değerlendirme bu aşamada yapılmadığı için fosfatın sistem içerisinde depolandığını söylemek zor, fakat üst toprakta mobilize olduğu ve alt katmanlarda ise çökelindiği bir gerçektir.

Bitki beslenmesi bakımından olmasa da asit yağışlar konusunda en önemli anyon konumunda olan sülfat' ın Belgrad ormanı ekosisteminde büyük ölçüde tutuluyor olması beklenmektedir. Zira kükürt döngüsü bölümünde bahsedildiği gibi toprak özellikleri sülfat adsorpsiyonu için avantajlı özellikler taşımakta ve ayrıca sülfat adsorpsiyonunun hidrojen iyonu nötralizasyonunda da etkili olduğu düşünülmektedir [106]. Bu değerlendirmeye daha sonra gidilecektir. Fakat sülfatın toprak horizonları boyunca bulunduğu konsantrasyon seviyeleri beklenmeyen bir gelişme olarak değerlendirilebilir.

Sülfat anyonunun lizimetre çalışmasının yapıldığı dönemde yağış suyundaki konsantrasyonu ortalama 108,22 $\mu\text{eq/l}$ olarak ölçülmüştür. Normal şartlarda sülfatın toprak içerisindeki düşey hareketini etkileyen iki ana kuvvet evapotranspirasyon sonucu konsantrasyon artışı ve toprağın katı partiküllerince tutulmasıdır (immobilizasyon) [107]. Bu iki kuvvet ters yönde etki etmekte ve sonuçta sülfat akışının konsantrasyonunu ve miktarını belirlemektedir. Burada üst horizonlarda kil minerallerinin düşük, organik maddenin ise yüksek oranda bulunmasının sülfat retensiyonunun az olacağı anlamına geleceği, bu yüzden de toprak suyundaki sülfat konsantrasyonunun artış göstereceği tahmin edilebilir. Lizimetre sonuçları da bu yöndedir ve sülfatın bu horizonlarda hemen hiç tutulmadığını göstermektedir. Alt horizonlarda kil ve Al miktarının artması ve organik maddenin azalması sonucunda sülfat retensiyonunun artacağı düşünülmüş ve gerçekten bir miktar sülfatın 20-60 cm aralığında tutulduğu belirlenmiştir. 60-90 cm aralığında toprak suyuna geçen sülfat anyonunun kaynağı çok büyük ihtimalle anakaya olabilir. Fakat toprak suyuna sülfat geçişinin neden bu horizonlarda meydana geldiği anlaşılamamıştır.

Nitrat da sülfat gibi asit yağışlarla yakından ilişkili bir anyondur ve bitki kökleri tarafından hemen alınabilir (readily available) oksitlenmiş azot formudur. Azot döngüsü

hakkında geniş bilgi ve literatür özeti yukarıda verilmişti. Bilindiği gibi topraktaki nitratın ana kaynağı ölü örtünün ayrışması sonucunda meydana gelen nitrifikasyon olayıdır. Atmosferik girdilerin de önemi son yıllarda sıkça vurgulanmaktadır [12, 24, 38, 39]. Ekosistem içinde genellikle tutulan bir element olan azotun en hareketli formu nitrattır denilebilir ve eksi değerlikli olduğu için genellikle amonyumun aksine toprak kolloidleri tarafından tutulmaz ve yıkanır.

Yağışla gelen nitratın 20 cm' deki toprak suyunda daha düşük konsantrasyon göstermesi gözlem periyodunun vejetasyon döneminin başlangıcına denk gelmesiyle açıklanabilir. Ayrıca üst horizonlarda oluşan nitratın çok hareketli bir anyon olmasından dolayı alt horizonlara doğru hemen yıkandığı da bir gerçektir. 90 cm' deki nitrat konsantrasyonu hemen hemen yağıştaki konsantrasyonla eşittir. Dere suyunda ise biraz daha yüksek bir konsantrasyon saptanmıştır. Dolayısıyla nitratın toprak katmanı tarafından tutulmadığı söylenebilir fakat yine yağıştaki miktarından çok daha fazla bir yıkanmaya maruz kalmadığı da görülmektedir.

Demir' in de sülfatla benzer davranış içerisinde olduğu görülmektedir. Yağış suyundaki 15.77 $\mu\text{eq/l}$ ' lık toplam demir konsantrasyonu yine üst horizonlarda artış göstermekte, 20-60 cm aralığında azalmakta, 60-90 cm aralığında ise yine artmaktadır. Dere suyundaki konsantrasyonu ise çok daha yüksek bulunmuştur. Ayrıca yağış suyunda daha ağırlıklı olan üç değerlikli demirin, ağırlığını üst horizonlarda az da olsa iki değerlikli demire kaptırdığı, 20-60 cm derinlik kademesinde neredeyse tamamen tutulduğu, 60 cm' den sonra ise yine toprak suyuna bir miktar geçtiği görülmektedir. Dere suyunda ise yine ağırlığı üç değerlikli demir almaktadır.

Baz katyonlar bilindiği gibi hidrojen tamponlamasında çok büyük öneme sahiptir ve bunlara genellikle sistemden yıkanan iyonlar gözüyle bakılmaktadır. Özellikle asit yağış zararlarının çok görüldüğü kuzey Avrupa ve Amerika kıtalarında bu yıkanma çok büyük boyutlara ulaşmakta ve bitki beslenmesini olumsuz etkileyebilmektedir.

Lizimetre sonuçları katyon değişiminin üst horizonlarda en yüksek orana ulaştığını göstermektedir. Kalsiyum ölçülmemiştir fakat diğer baz katyonlar Na, K ve Mg 20 cm derinlikteki toprak suyunda yağıştaki konsantrasyonlarının 3 katından fazla değerlere ulaşmaktadır (Na: 65.65/231.59, K: 52.69/172.89, Mg: 70.78/268.79 $\mu\text{eq/l}$). Bu konsantrasyon değerleri derinlere inildikçe doğal olarak biraz düşmekte ve Na ve Mg katyonları dere suyunda yağıştaki konsantrasyonlarının çok üzerine çıkmaktadır. Burada tüm gözlem periyodunu dikkate almak çok daha doğru sonuçlar verecektir. Ancak, lizimetre sonuçları K' nın ekosistem içerisinde biriken bir katyon olduğunu (conservative ion) göstermektedir.

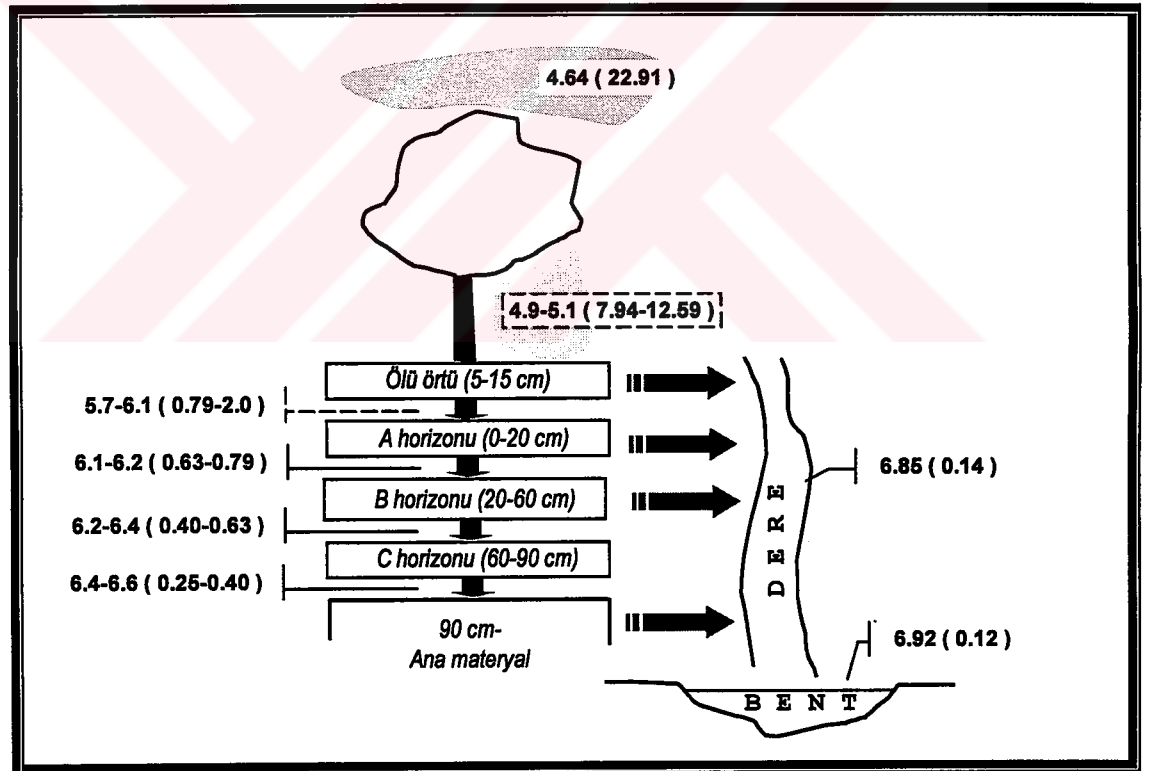
4.6. Bazı Önemli Anyon ve Katyonlar İçin Hipotetik Döngüler

Bu bölümde Belgrad Ormanında araştırma kapsamında belirlenmiş olan madde döngüsü bileşenleri (ön çalışmalar, toprak analizleri, yağış ve akış analizleri) sentez edilmiş ve literatürdeki verilerle birleştirilerek tahmini döngüler ortaya konmaya çalışılmıştır. Böylece ekosistemin madde döngüsü bakımından bilinmeyen komponentleri için tahminler yapılabilecek ve ileriki araştırmalara yön verebilecek bulgular elde edilebilecektir. Yağış ve akıştaki değerler iki su yılı için, toprak katmanlarındakiler ise lizimetre çalışması dönemine ait bulgulardır.

4.6.1. Asit katyonlar

Hidrojen (H^+)

Önceki bölümde hidrojen iyonunun araştırmaya konu olan havzalardaki girdi ve çıktıları ortaya konulmuştu. Burada ekosistemin farklı bazı katmanları da dikkate alınarak hidrojen iyonunun ekosistem içi modeli belirlenmeye çalışılmıştır.



Şekil 27. Hidrojen iyonu konsantrasyonunun ekosistemin farklı katmanlarındaki değişimi.

Değerler daha iyi bir değerlendirme yapılabilmesi için pH olarak verilmiş, parantez içerisinde ise $\mu\text{eq/l}$ cinsinden ifade edilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir.

Şekilden de görülebileceği gibi hidrojen iyonu ekosistemin tüm katmanlarında tutulmakta ve dolayısıyla konsantrasyonu düşmektedir. Yapraklı periyotta yağışların az olması ve çoğunlukla tepe çatısının bulunmadığı dönemde hidrojen iyonu girdisi olması nedeniyle DGA etkileşimi düşük tutulmuştur (yağış suyundaki 4.64 den DGA' da 5.0 civarına). Aslında yapraklı dönemde DGA etkileşimi hidrojen iyonu konsantrasyonunda 10 ile 60-70 kat arası bir seyrelmeye neden olmaktadır (Bknz.Ön çalışmalar bölümü).

Ekosistem bileşenleri içerisinde ölü örtünün madde döngüsü bakımından çok önemli işlevleri olduğu bir gerçektir. *Tüm yıl boyunca toprak üzerinde bulunması ve yüksek kuru depolama kapasitesi (her sonbaharda yapraklarla beraber kuru depolama ürünlerini de almaktadır) nedeniyle yağış sularının hidrojen iyonu nötralizasyonu bakımından en önemli sistem katmanı olduğu düşünülmektedir ve bu katmandaki tamponlama miktarının tüm yıl boyunca ortalama 10 kat civarında olduğu sanılmaktadır.* Ölü örtü analiz sonuçları ve ön çalışmalar da bunu göstermektedir. Ölü örtünün katyon değişiminde ve madde döngüsündeki işlevi konusunda ayrıntılı araştırmalar yapılması gerekmektedir.

A horizonunun organik madde ayrışmasının en çok görüldüğü toprak horizonu olarak sisteme ekstra bir miktar hidrojen iyonu vermesi kaçınılmazdır. Büyük olasılıkla bu yüzden KDK, BD ve pH değerinin yüksek olmasına rağmen (Bknz. KDK ve BD analizleri) bu horizonta H birikimi diğer horizonlara nazaran daha azdır.

Bilindiği gibi ormanlık havzalarda yüzeyaltı akışın derinliğini ve tüm akıştaki oranını belirleyen en önemli faktörler eğim ve doymun olmayan toprak profilinin (vadose zone) geçirgenliğidir. Havzaların yüksek kum içeriklerinden ötürü yüzeyaltı akışın 50-60 cm'den daha derine inmesi beklenmemektedir. Bu derinlik kademesinin altındaki tüm suyun taban suyuna karıştığı sanılmaktadır. *Dere akışının önemli bir bölümünü oluşturan yüzeyaltı akıştaki pH değerinin lizimetre çalışmasına göre 5.7-6.4 civarında olması gerekmektedir. Bu durumda yüzeyaltı akış sırasında yani 0-60 cm derinlik kademesindeki yatay su hareketi esnasında da hidrojen iyonu konsantrasyonunda düşüşler olabileceği sonucu ortaya çıkmaktadır.* Dolayısıyla eğer lizimetre çalışması ana dereye yakın aşağı havza kesiminde yapılmış olsaydı büyük olasılıkla 0-60 cm derinlikteki toprak suyunda daha yüksek pH değerleri ölçülebilecekti.

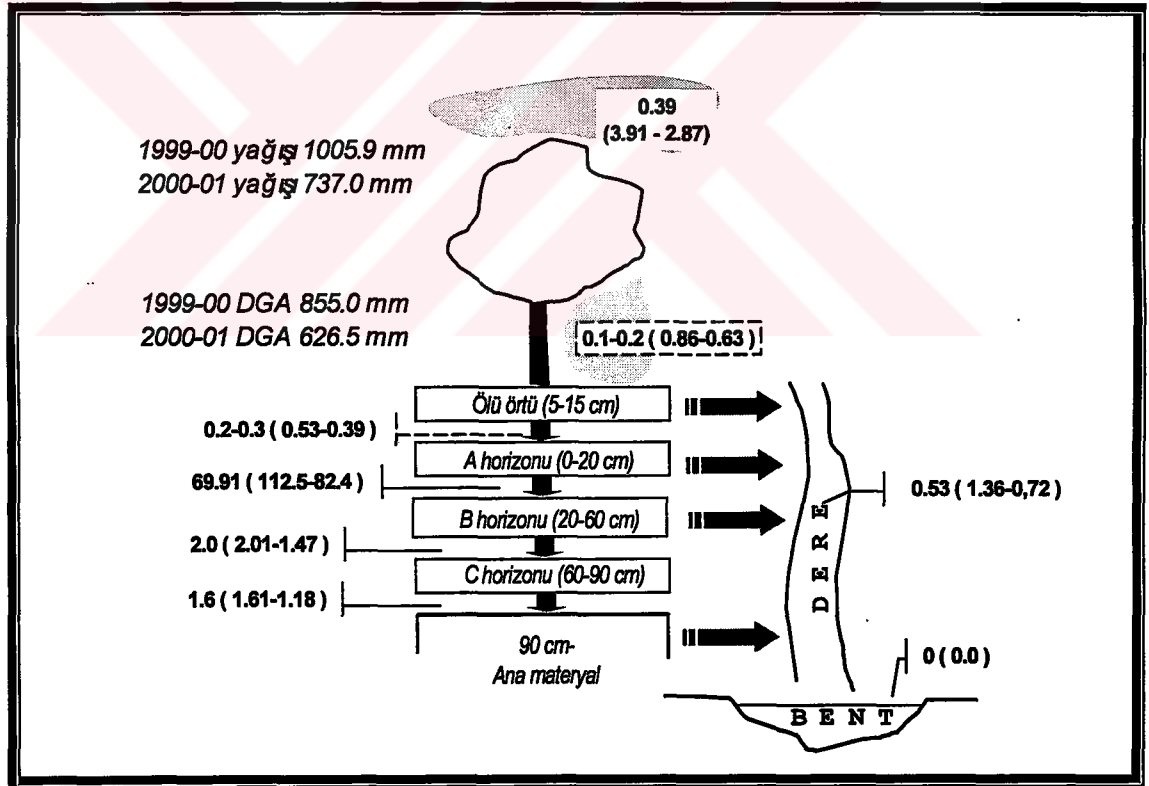
Diğer ilginç olan nokta havzalardaki tüm derinlik kademelerindeki toprakların asidik olmalarına rağmen içlerinden geçen toprak suyundan hala hidrojen iyonu almaları yani katyon değişimi yapmaları dolayısıyla asit nötralizasyon kapasitesine sahip olmalarıdır.

Ana dereye akan suyun ortalama pH değeri 6.85 bentinki ise 6.92'dir. Bente farklı noktalardan iki ayrı derenin daha karıştığı düşünülürse bu derelerin de benzer pH değerlerine sahip olmaları gerektiği ortaya çıkmaktadır.

Alüminyum (Al^{+3})

Alüminyum anakayayı ve dolayısıyla toprağı oluşturan önemli katyonlardan biri olmasına rağmen kolloidal yüzeylerde çok çabuk tutunması ve hafif asidik ortamlarda çabuk çökmesi (precipitate) nedeniyle ekosistemde konservatif bir element olarak kabul edilmektedir. Hidrojen iyonu dışındaki anyon ve katyonlar için madde döngüsü oluşturulurken konsantrasyon yanında yük de verilmiştir. Maddelerin yükleri hesaplanırken sistemin farklı aşamalarındaki akışın da tahmin edilmesi gerekmektedir.

[86]' ya göre Belgrad ormanı yapraklı orman ekosistemleri için yıllık ortalama intersepsiyon yüzdesi 15 alınabilir. DGA' daki madde akışı hesaplanırken bu değer dikkate alınmıştır. Ayrıca yine aynı araştırmacının verilerinden yola çıkılarak taban suyunun dere akışına katılım oranı 0.10 alınmıştır. Yukarıda akış simülasyonu bölümünde bulunmuş olan 0.26 civarındaki akış katsayısı da dikkate alındığında 0-60 cm derinlik kademesinde meydana gelen yüzey altı akış oranı 0.16, bunun 0-20 cm aralığındaki bölümü ise yaklaşık 0.05, ölü örtünün de 0.05 oranında su ilettiği tahmin edilebilir (Organik maddece zengin A horizonunda su tutma ve iletme yeteneğinin daha yüksek olduğu düşünülürse).



Şekil 28. Alüminyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü.

Değerler $\mu\text{eq/Lt}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir (İlk değer 99-00, ikinci değer 00-01 su yılı).

1999-00 su yılında ıslak depolama ile Belgrad ormanına Al girdisi 3.91 eq/ha' dır. Al de H gibi çabuk değişebilen (exchangeable) bir asidik katyon olması nedeniyle tepe çatısı ile de etkileşime girmesinin kaçınılmaz olduğu düşünülmektedir. Ölü örtüyü oluşturan bitki dokuları içerisinde kayda değer miktarda Al bulunmaması nedeniyle ölü örtünün DGA' dan gelen ve sifıra yakın Al konsantrasyonuna sahip yağış suyuna fazladan verebileceği çok az miktardaki Al' nin kuru depolamadan kaynaklanabileceği sanılmaktadır.

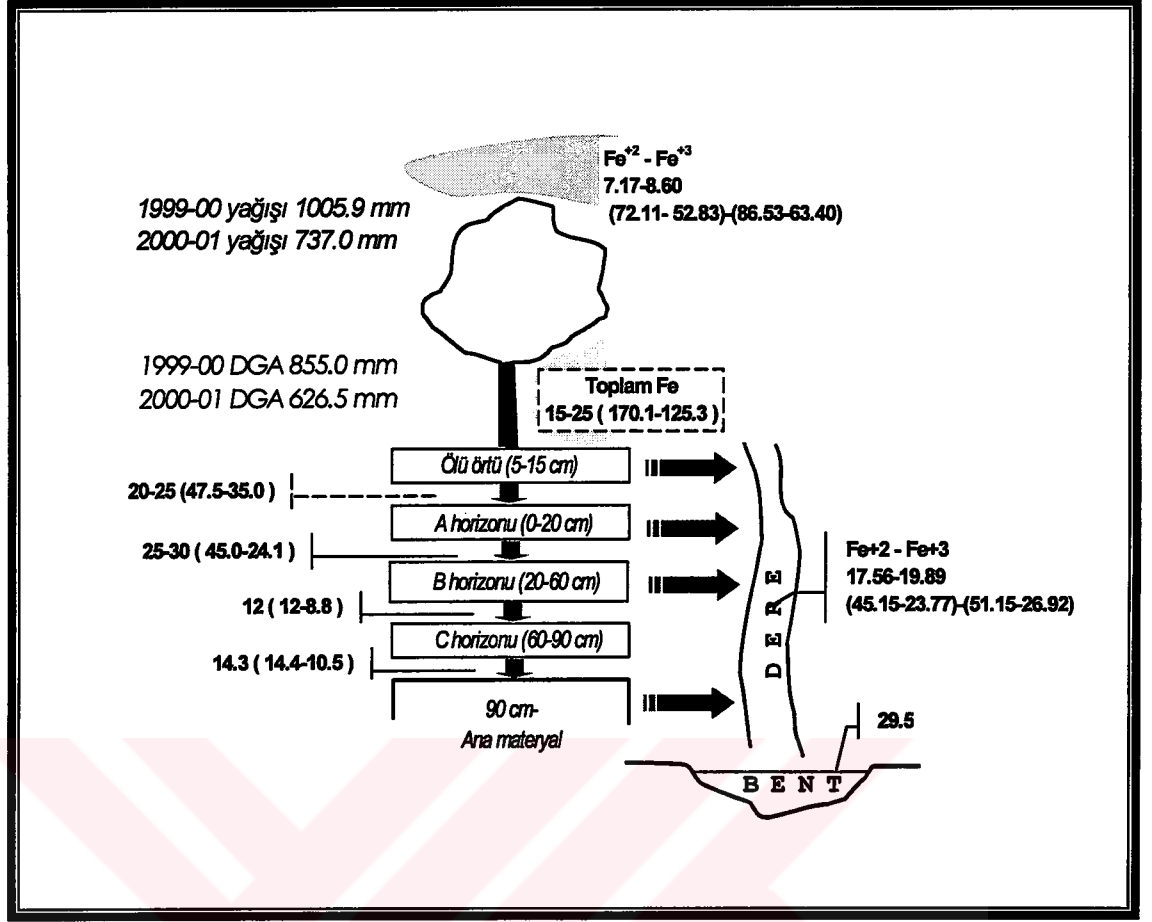
A horizonunun (20 cm derinlik kademesi olarak kabul edilmekte) ölü örtüden gelen suya önemli miktarda Al verdiği lizimetre çalışması ile belirlenmiştir. Yağışların daha asidik olduğu kış mevsiminde daha fazla Al hareketlenmesi (mobilizasyonu) olabileceği düşünülmektedir. Bilindiği gibi asidik topraklarda Al' nin hareketlenmesi bitkilerin baz katyon alımını engellemekte ve eğer yapraklardan yıkanan baz katyon miktarı kadar bir miktar topraktan alınamazsa, yaprak dokularındaki baz katyon seviyesi kritik düzeye inebilmektedir [56]. *Öte yandan Al hareketlenmesinin tümüyle asidik yağışlara bağlanmasının doğru olmadığı yine lizimetre çalışması ile ortaya konmuştur. Zira A horizonuna gelene kadar yağış pH değeri oldukça yükselmiş olmaktadır. Ayrıca Al hareketlenmesinin sadece bu horizonunda gerçekleşmesi bu olguda ayrışma ürünü H iyonlarının da önemli etkisinin olabileceğini göstermektedir. Nitekim daha alt horizonlarda (20-90 cm) Al adsorbsiyonu veya çökmesi gözlenmektedir.*

Öte yandan dere suyunda bir miktar Al bulunmasına rağmen bent suyunda belirlenebilir düzeyde Al' ye rastlanmamıştır.

Sonuçta yağış suyu ile çok az miktarda bir Al depolamasının olduğu, asıl Al hareketlenmesinin A horizonunda gerçekleştiği ve bu hareketlenmenin hemen B horizonunda sona erdiği ve Al iyonlarının dere ve bent suyuna hemen hiç ulaşamadığı söylenebilir.

Demir (^{+2,+3})

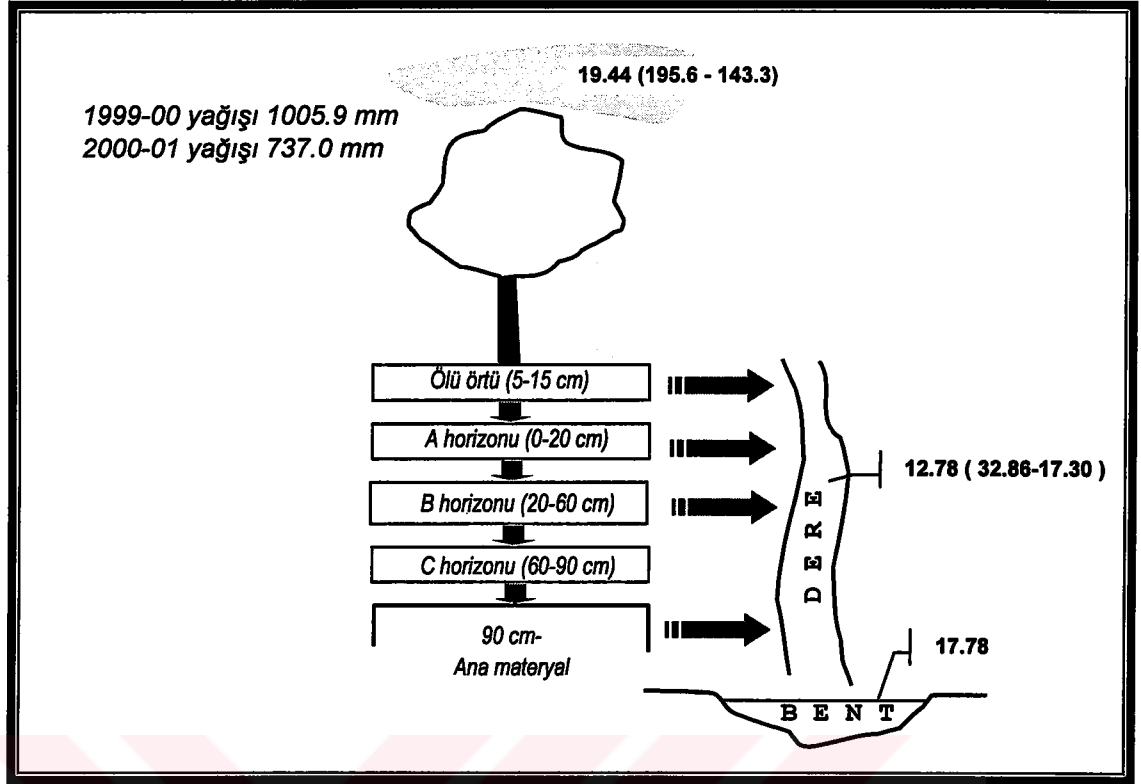
Aşağıdaki şematik gösterimden de anlaşılacağı gibi sisteme giren demirin yarısına yakını sistem içinde kalmaktadır.



Şekil 29. Demir' in 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. Değerler $\mu\text{eq/l}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir (İlk değer 99-00, ikinci değer 00-01 su yılı).

Amonyum (NH_4^+)

Bilindiği gibi amonyum ekosistem içi olaylarda önemli rol oynayan bir bileşiktir. Pozitif değerlikli olduğu için nitratin aksine kil mineralleri tarafından tutulma eğilimindedir. Belgrad Ormanındaki ayrıntılı dolaşımı bilinmemekle beraber sistemde yağışla her yıl 150-200 eq/ha civarında amonyum girişi buna karşın 15-35 eq/ha aralığında amonyum çıkışı gerçekleşmektedir. Bunun sonucunda ise her yıl hektarda 100-150 eq amonyumun biriktiği söylenebilir.



Şekil 30. Amonyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. Değerler $\mu\text{eq/lt}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir (İlk değer 99-00, ikinci değer 00-01 su yılı).

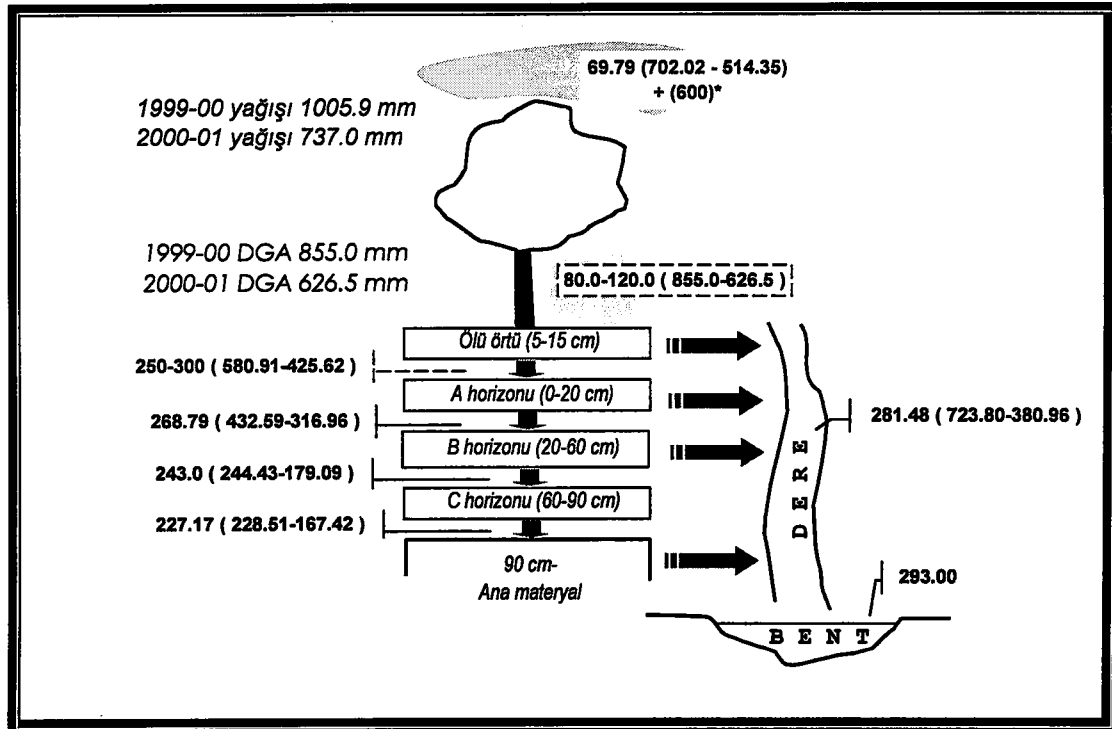
4.6.2. Baz katyonlar

Magnezyum (Mg^{+2})

Magnezyum ekosistem içinde önemli role sahip baz katyonlardan birisidir ve genellikle asit yağış olgusu görülen ekosistemlerde yıkanan iyonlardandır.

Islak depolama ile ekosisteme giriş konsantrasyonu yıllık ortalama $69.79 \mu\text{eq/lt}$ olup bu değer 1999-00 su yılında 702.02 eq/ha yıl, 2000-01 su yılında ise 514.35 eq/ha yıl' lık bir birikimi ifade etmektedir. Yıl içerisinde en az bu miktar kadar bir kuru depolama olgusunun da var olduğu sanılmaktadır.

Yağışlı mevsimde çok fazla kuru depolama olmaması ve sık sık yağış olması DGA' daki Mg konsantrasyonunun çok değişmemesi anlamına gelmektedir, fakat yağıştaki miktarına göre mutlak suretle arttığı düşünülmektedir (70.78 'den $100 \mu\text{eq/lt}$ ' ye).



Şekil 31. Magnezyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. Değerler $\mu\text{eq/Lt}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

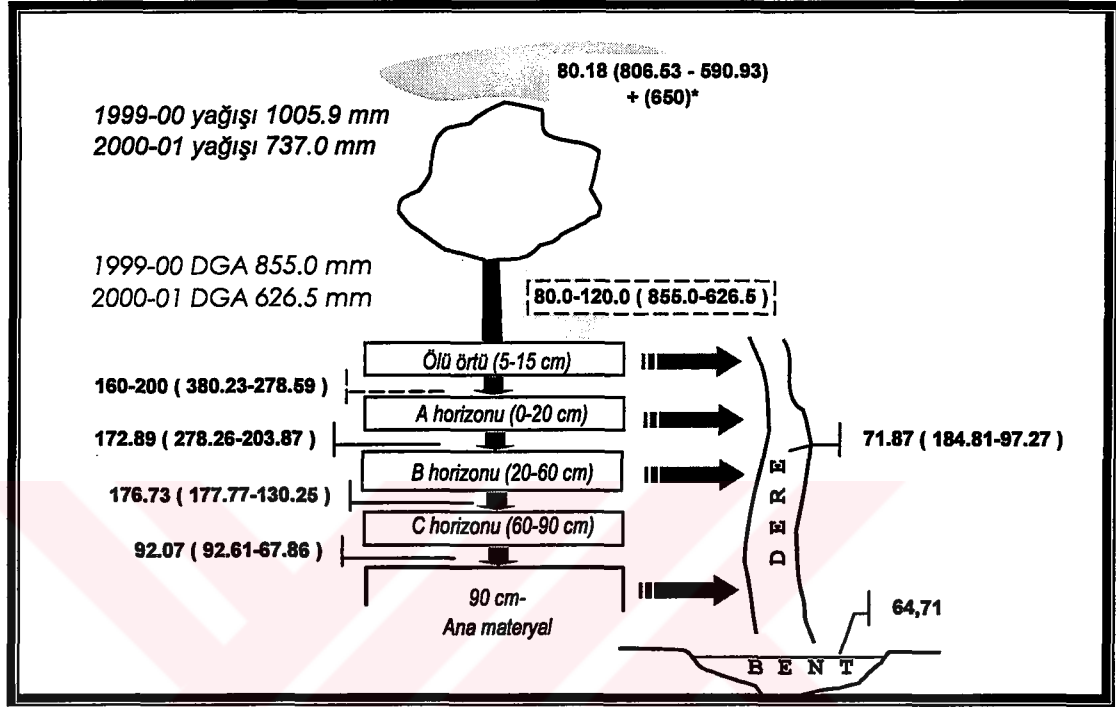
Ekosistemin yapraklı olması nedeniyle esas kuru depolamanın gerçekleştiği yer ölü örtü katmanıdır. Ölü örtüde yapılan analizlerde yüksek miktarda El değerlerinin ölçülmüş olması da bu hipotezi güçlendirmektedir. Öte yandan ölü örtünün altında ölçüm yapılmamış olması burada meydana gelen anyon katyon etkileşimi hakkında sadece olasılıklardan söz edilebilmesine neden olmaktadır.

Mg' nin toprak derinliği ile her horizontda azalması (bknz. Lizimetre çalışması) asidik yıkanmanın ölü örtü ve A horizonunda geçerli, alt horizonlarda ise etkisiz kaldığını ispatlamaktadır.

Genel olarak sistem etkileşimine bakıldığında ise 1999-00 su yılında ekosisteme yağışla giren Mg' den daha fazlası akışla sistemi terk ederken, 2000-01 su yılında tam tersi gerçekleşmiş ve akışla sistemi terk eden Mg yağışla girenden daha az bulunmuştur. Ayrıca işin içine kuru depolama da katıldığında Mg' nin Belgrad ormanı için konservatif bir katyon olduğu ve sistemde biriktiği açıkça görülebilir.

Potasyum (K^+)

Diğer baz katyonlara nazaran Belgrad ormanı yapraklı ekosistemlerinde en az atmosferik birikime sahip ve büyük ölçüde ekosistemde tutulan K katyonuna ait hipotetik döngü aşağıda verilmiştir.



Şekil 32. Potasyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü.

Değerler $\mu\text{eq/l}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

Sisteme giriş ve çıkışı esnasında yaklaşık konsantrasyonlara sahip olan potasyum kuru depolama da dikkate alınırsa 1999-00 su yılında 1000 eq/ha ' dan daha yüksek bir atmosferik birikim yapmış, 2000-01 döneminde ise bu değer 800-900 eq/ha civarında gerçekleşmiştir. Öte yandan aynı dönemlerde K' nın sistemden çıkan miktarı sırasıyla 150 ve 80 eq/ha yıl seviyelerindedir. Bu da bize potasyumun kuvvetli konservatif bir katyon olduğunu göstermektedir.

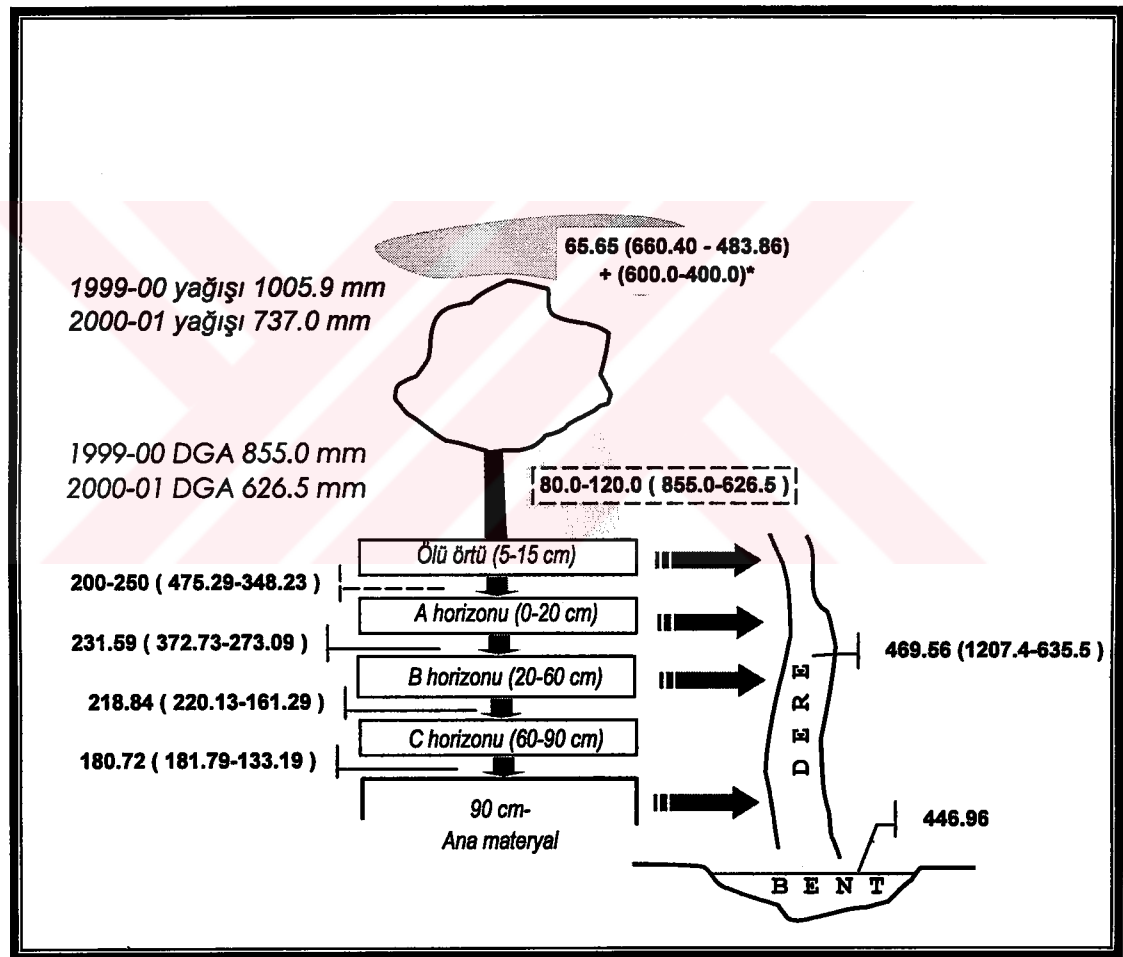
Literatürde yukarıda da bahsedildiği gibi K' nın kuru depolanmasının genellikle yaklaşık ıslak depolanma kadar olduğu yönünde bulgular mevcuttur. Dolayısıyla araştırma bölgesinde 529.96 eq/ha yıl' lık bir ıslak depolama yanında en az 600 eq/ha yıl' lık bir kuru depolamanın gerçekleşmesi gerektiği ortadadır (Yaz yağışlarının düşük ve yüksek miktarda toz olgusunun varlığı dikkate alınırsa).

DGA etkileşiminin Mg' den daha yüksek olması beklenmektedir (K'nın tepe çatısından yıkanması diğer baz katyonlara nazaran daha fazladır. Bknz. Baz Katyon Döngüsü).

Yine esas K yıkanmasının ölü örtüden meydana geldiği sanılmakta, Mg gibi K'nın da alt horizonlarda yavaş yavaş biriktiği düşünülmektedir.

Sodyum (Na^+)

Sodyum iyonunun kuru ve ıslak depolaması ile sistemden çıkış miktarı hemen hemen eşit görünmektedir. Yani sisteme giren kadar çıkan sodyum mevcuttur.



Şekil 33. Sodyum' un 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü. Değerler $\mu\text{eq/l}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

Havza topraklarının düşük elektriksel iletkenlik değerleri de en azından havza topraklarında bir sodyum birikimi olmadığını doğrulamaktadır.

Deniz etkisinde bir bölge olmasının sonucunda çok yüksek Na birikimine maruz kalan Belgrad Ormanı bölgesinde bu katyon en az Mg ve K kadar önem arz etmektedir. Ayrıca Na, potasyum ve magnezyumla yaklaşık aynı ekivalan miktarlarda ekosisteme girmesine rağmen çok daha fazla yıkanmakta olan bir katyon görünümündedir.

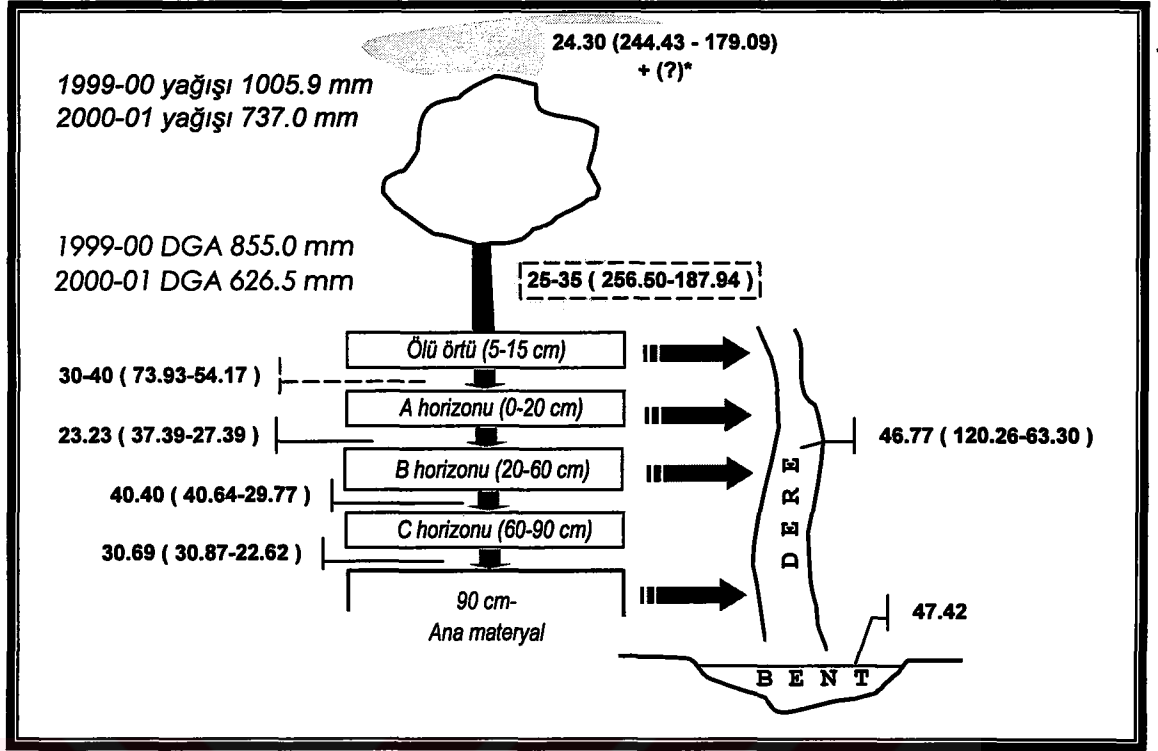
4.6.3. Önemli Anyonlar

Nitrat (NO_3^-)

Nitrat gerek bitki beslenmesindeki (nitrat bitkiler tarafından doğrudan alınan azot formudur) gerekse asit yağışların oluşumundaki rolü nedeniyle üzerinde en çok durulması gereken anyonlardan bir tanesidir. Daha önceki bölümlerde de bahsedildiği gibi negatif değerlikli oluşu nedeniyle toprakta tutulmamakta ve büyük oranda yıkanarak akarsu sistemine ulaşmaktadır. Zamanla bu sistemlerin azotça zenginleşmesine ve ötrifikasyona yol açmaktadır. Araştırma havzalarının Büyükbente su sağlamaları nedeniyle nitrat ve fosfat bütçeleri bakımından ayrıntılı olarak değerlendirilmeleri yerinde olacaktır. Ancak, azot döngüsü bölümünde de değinilen nitrifikasyon, denitrifikasyon, azot bağlanması ve gaz haline dönüşümü (volatilizasyon) gibi olayların karmaşıklığı nedeniyle bu döngünün içerisinde yer alan biyokimyasal olayların hızı ve miktarı konusunda çok fazla şey söylemek mümkün görünmemektedir.

Bilindiği gibi ormanlık alanlarda atmosferik birikim dışında organik maddenin ayrışması ve mikroorganizma faaliyeti ile (NH_3 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) ortaya çıkan nitrat, bitki ve toprak mikroorganizmaları tarafından kullanılabilirdiği gibi denitrifikasyon, yıkanma ve erozyon-sedimentasyon ile de sistemden uzaklaşabilmektedir [4].

Nitrat döngüsü orman ekosistemlerinin belki de ön önemli fonksiyonlarından birini ortaya koymaktadır. Sistem atmosferden gelen (kuru-ıslak depolama ve azot bağlanması) nitratin yarıdan fazlasını depolamakta ve böylece bent ekosistemine giden nitrati büyük ölçüde azaltmaktadır. Nitekim 2000-01 su yılında ıslak depolamayla sisteme giren 244.43 eq/ha'lık nitrata karşılık sistemden 120.26 eq/ha nitrat çıkmıştır. Amonyum döngüsünde de benzer bir durum olduğu ve amonyumun da en az 160 eq/ha (195.6 – 32.86) eq/ha'lık net ıslak birikime sahip olduğuna değinilmişti.



Şekil 34. Nitrat'ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü.

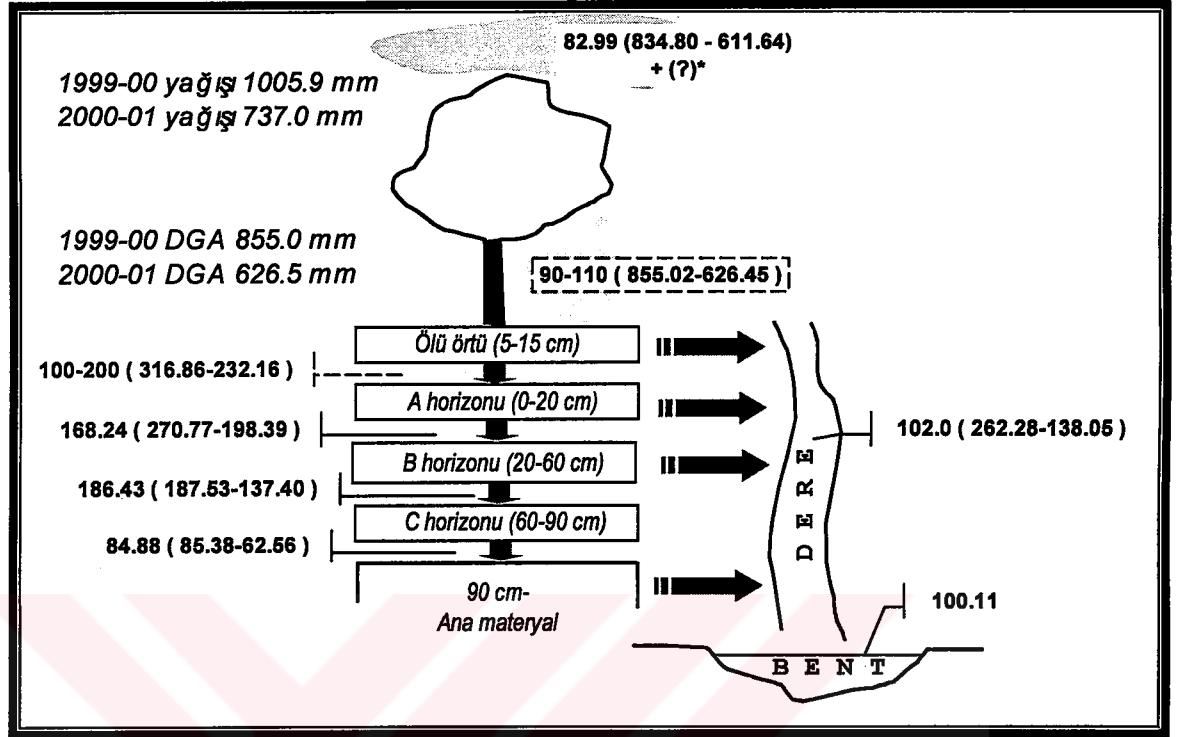
Değerler $\mu\text{eq/Lt}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

Azot' un orman ekosistemleri bakımından en büyük öneme sahip bu inorganik formlarının sistemdeki bilançoları sistemde azot birikimi olduğunu göstermektedir. Ayrıca yine beklendiği gibi, amonyum nitrata nazaran ekosistem katmanlarında daha fazla tutulmaktadır (amonyum depolama oranı > nitrat depolama oranı: $32.96/195.6 < 120.26/244.43$).

Fosfat (PO_4^{2-})

Azot döngüsünde olduğu gibi fosfat için de kuru depolama tahmini yapılamamıştır. Araştırmaya konu olan her iki yılda da önemli miktarda fosfat anyonu ıslak depolama ile sisteme girmiştir. Fosfatın tepe çatısı ile fazlaca etkileşim göstermeyeceği düşünüldüğünden DGA' daki miktarının ıslak depolamadan biraz daha fazla olması tahmin edilmiştir. Yine ölü örtü etkileşimi için de bir tahmin yapmak zordur. Dolayısıyla olabilecek artı ve eksi yöndeki değişimler (ölü örtüde fosfatı tutacak bir mekanizma olmadığı için ve kuru depolama da dikkate alınırsa büyük ihtimalle artı yönde) için geniş bir aralık söz konusudur ($100-200 \mu\text{eq/Lt}$).

Konsantrasyonlarda artış ve azalmalar olsa da (lizimetre sonuçlarına dayanılarak) derinlik kademeleri bakımından aşağılara doğru eşdeğer fosfat miktarı sürekli azalmaktadır.



Şekil 35. Fosfat' ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü.

Değerler $\mu\text{eq/lt}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

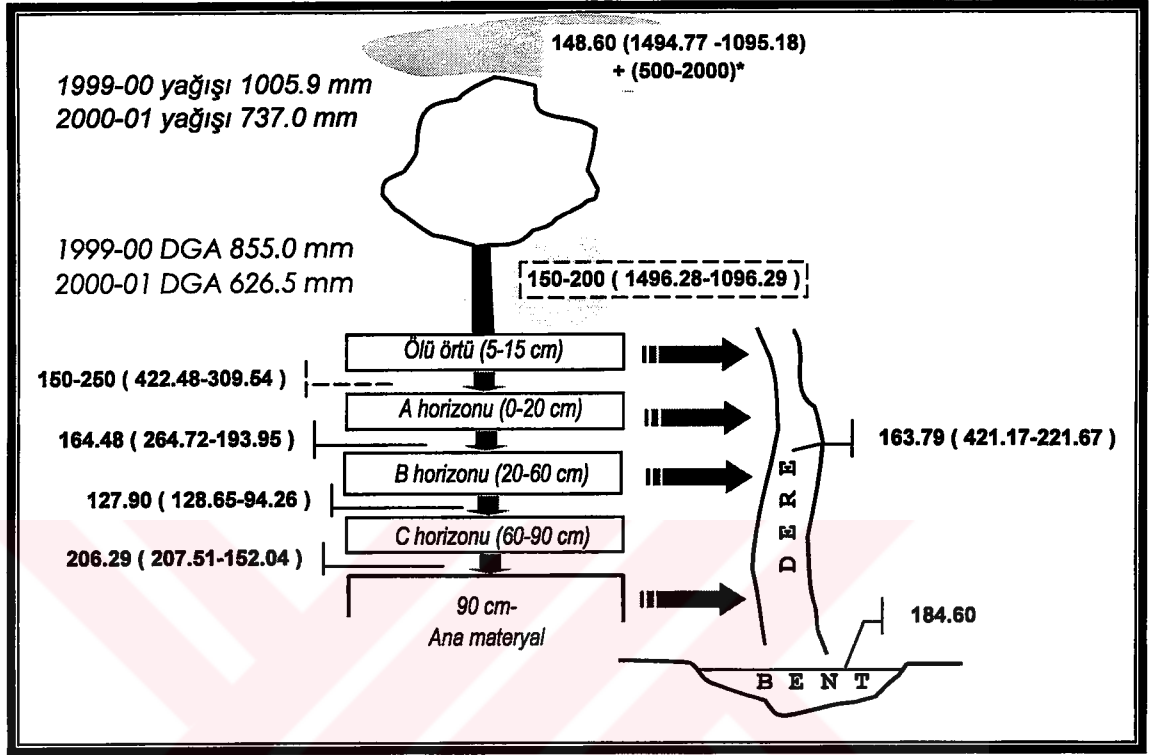
Dere suyunda ise yağıştaki konsantrasyonundan biraz daha yüksek fakat miktar olarak yağıştaki 1/3' ünden daha az fosfat hesaplanmıştır. Dolayısıyla fosfatın da nitrat ve amonyum gibi ekosistemde biriktirildiği görülmektedir.

Aslında toprak kolloidleri tarafından en sıkı tutulan anyon [7, 8] olması nedeniyle bu durum doğal karşılanmalıdır. Ayrıca fosfat anyonunun, asit reaksiyonlu topraklarda demir ve alüminyum oksit ve hidroksitler ile, hafif asit topraklarda ise kolloidlerdeki hidroksit iyonları ile yer değiştirdiği bilinmektedir.

Sülfat (SO_4^{-2})

Sülfat, asit yağışların oluşumunda olduğu kadar etkileri bakımından da en önemli anyon konumundadır.

Diğer anyonlar gibi sülfat da ekosistemin değişik katmanlarında tutulmaktadır. Bu durum sistemin hidrojen biriktirmesi bakımından önemlidir. Zira söz konusu anyonlar toprak katmanlarında tutulmasaydı ve yıkansaydı, beraberlerinde çok daha fazla baz katyonun sistemden çıkması söz konusu olacaktı.



Şekil 36. Sülfat' ın 1999-00 ve 2000-01 su yıllarındaki hipotetik döngüsü.

Değerler $\mu\text{eq/L}$ cinsinden verilmiştir. Kesikli çizgilerle ekosistemin o katmanında örnekleme ve ölçüm yapılmadığı halde tahmin edilen değerler gösterilmiştir. Parantez içerisindeki değerler ise yükü (eq/ha) ifade etmektedir. (*) Tahmini kuru depolama miktarı.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Yağışların hidrojen iyonu aktiviteleri ve içerdikleri çözünmüş maddeler orman ekosistemlerinin besin maddesi ihtiyacının karşılanmasında önemli yer tutar. Ayrıca anakaya ve organik madde ayrışmasına da etki ettiği bilinmektedir.

Ekosistem içi birçok olay henüz açıklığa kavuşturulabilmiş değildir. Fakat genel hatlarıyla önemli anyon ve katyonların döngüleri bilindiği takdirde birçok konuda çıkarımlar ve tahminler yapmak mümkün olabilmektedir. Bu noktadan yola çıkılarak Belgrad Ormanı içerisinde yer alan iki küçük havzada ölçümler gerçekleştirilmiştir.

Yağış suyu analizleri, Belgrad Ormanına düşen yağışların pH değerlerinin 3-7 aralığında değiştiğini ve 7' nin üzerine çıkmadığını göstermektedir. Kış aylarında pH değeri genellikle 4 civarında, yaz aylarında ise 5-7 aralığında değişmektedir.

Bilindiği gibi yağış suyunun asidik sayılabilmesi için 5.6' dan daha düşük pH değerine sahip olması gerekmektedir. Yıl içerisinde bu değerden daha düşük pH' ya sahip bir yağış olayı meydana gelmesi olasılığı % 83' dür. Başka bir deyişle bölgeye düşen yağışların %83' ü asidiktir.

Araştırma kapsamında ölçülmüş olan yağış pH değerleri İ.Ü.Orman Fakültesi Havza Amenajmanı Anabilim Dalı öğretim elemanlarınca Ortadere Araştırma Projesi çerçevesinde önceki yıllarda ölçülmüş olan pH değerleriyle de karşılaştırılmıştır ve daha düşük oldukları görülmüştür. Aylık ortalama pH değerlerinin ortalamasıyla elde edilen yıllık pH değeri bu araştırmada 5.24 iken, Ortadere Projesinin 1992-95 yılları arasında bu değer 6.00 olarak hesaplanmıştır. Gözlem yılları yanında ölçüm ve analiz yöntemleri bakımından da her iki araştırma arasında farklılıklar olduğu dikkate alınırsa bu farkın normal olduğu söylenebilir.

Yağış sularındaki asitliğin nedeninin hava kütlelerinin geliş yönüyle ilişkili olduğu bilinmektedir. Batı ve Kuzey Avrupa ülkeleri için asit yağış tehlikesi yaratan doğu Avrupa ve Balkan ülkeleri İstanbul için de tehdit oluşturmaktadır. Zira rüzgar esiş yönleri ile yağıştaki hidrojen iyonu aktivitesi karşılaştırıldığında Kuzeybatı'dan esen rüzgarlarla gelen hava kütlelerinin asitliği en güçlü ($pH_{ort} = 4.31$) yağışları getirdiği, bunu Kuzeydoğu' dan gelen hava kütlelerinin ($pH_{ort} = 4.58$) takip ettiği belirlenmiştir. Güneybatı' dan esen rüzgarlarla gelen hava kütleleri ise daha az asidik ($pH_{ort} = 5.18$) yağışlar oluşturmaktadır.

Belgrad Ormanı çok büyük oranda kışın yaprağını döken ağaç türlerinden oluşmaktadır. Ağaçların yapraklı olduğu dönemde (vejetasyon periyodu) meydana gelen

yağışların yıllık yağışın çok az bir bölümünü oluşturmaları nedeniyle tepe çatısı etkileşiminin (DGA) madde döngüsü bakımından çok önemli olduğunu söylemek mümkün değildir. Buna karşın yaz boyunca tepe çatısında meydana gelen kuru depolama, sonbaharda yaprak dökümü ile orman tabanına inmekte ve ölü örtünün madde döngüsü bakımından ekosistemin belki de en önemli katmanı olmasına neden olmaktadır.

Yılın herhangi bir gününde ölü örtü yıkanırsa başta kuru depolama ürünleri olmak üzere ölü örtünün kendi bünyesinden kaynaklanan maddeler de çözeltiye geçer. Nitekim yağış esnasında meydana gelen durum budur.

Yaz aylarında (Haziran-Temmuz) alınan ölü örtü örnekleri saf su ile yıkanarak çözeltiye verdikleri elektriksel iletkenlik ve pH özellikleri belirlenmiş ve bu sayede bölgedeki kuru depolama olgusu hakkında bilgi edinilmeye çalışılmıştır.

Ölü örtüdeki (saf su ile yıkanma sonucu) ortalama pH değeri 5.6 olarak hesaplanmıştır, ki bu durum kuru depolama ürünlerinin, ıslak depolamaya nazaran daha az asidik olduğunu ortaya koymaktadır. İletkenlik değerleri de havzalardaki topraklara nazaran oldukça yüksek bulunmuştur. Bu bulgular yanında, ölü örtünün madde döngüsü ile ilgili özellikleri ve rolü hakkında daha kapsamlı çalışmaların yapılması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Her iki havzada da toprak örnekleme sistemi sistematik grid yöntemiyle yapılmıştır. Her karenin kenar uzunluğu 100 metredir. Dolayısıyla çok sık bir örnekleme deseni ortaya çıkmıştır. 0-20, 20-60 ve 60-90 cm derinlik kademelerinden yapılan örneklemelemlerde pH' nın toprak profili boyunca üstten alta doğru azaldığı bulunmuştur (Ek Şekil 10, 11, 12). Bu azalma, üst derinlik kademesi ile orta ve alt kademe arasında istatistiksel olarak belirgin olup ($pH_{0-20} = 5.37 > pH_{20-60} = 4.99 \approx pH_{60-90} = 4.91$) anakayanın da karbonatça fakir olduğunu ortaya koymaktadır.

Elektriksel iletkenlik bakımından genel olarak tüm toprakların düşük değerlere ($EI_{ORT} = 80 \mu Scm^{-1}$) sahip oldukları, bu özellik bakımından yine üst toprakların daha yüksek değerler aldığı ($EI_{0-20} = 119 \mu Scm^{-1} > EI_{60-90} = 68 \mu Scm^{-1} > EI_{20-60} = 53 \mu Scm^{-1}$) görülmüştür. Ağırlıklı tekstür yapısının kumlu balçık olduğu topraklarda bu durum normal karşılanmalıdır. Ayrıca ateşte kayıp değerleri ışığında normal olarak üst toprak organik madde içeriklerinin de alt topraklara nazaran çok daha yüksek ($AK_{0-20} = \%12.52 > AK_{60-90} = \%5.41 \approx AK_{20-60} = \%5.27$) olduğu söylenebilir.

Toprak örneklerinde yapılan değişebilir katyon analizlerinde elde edilen bulgular havza topraklarının asit nötralizasyon davranışları bakımından önemli ipuçlarını içermektedir.

Kasyon değişimi, derinlik kademeleri itibariyle ele alındığında üst kademenin diğerlerine nazaran çok daha fazla değişebilir Ca içeriğine sahip olduğu ($E_{Ca^{++} 0-20} = 18.34 \text{ meqlt}^{-1} > E_{Ca^{++} 60-90} = 9.18 \text{ meqlt}^{-1} > E_{Ca^{++} 20-60} = 6.07 \text{ meqlt}^{-1}$) görülür. Değişebilir K içeriği bakımından da üst toprak daha zengindir ($E_{K+ 0-20} = 13.78 \text{ meqlt}^{-1} > E_{K+ 20-60} = 13.06 \text{ meqlt}^{-1} > E_{CK+ 60-90} = 13.03 \text{ meqlt}^{-1}$). Değişebilir Mg ve Na bakımından 60-90 cm derinlik kademesini, 0-20 cm kademesi takip etmektedir. 20-60 derinlik kademesi ise asit kasyonlar bakımından zengindir. Üst toprak horizonu ise değişebilir asit kasyonlarca en fakir kademeyi temsil etmektedir.

Değişebilir kasyon konsantrasyonu ile suda çözülebilir kasyon konsantrasyonu arasında bir denge olması gerektiği kuralından [108, 109] yola çıkılarak kasyon değişimi ile ilgili aşağıdaki sonuçlara gidilebilir;

- Üst horizontda çok hızlı olmayan fakat zaman içerisinde meydana gelen asit kasyon yıkanması (Al, H ve hatta Fe) 20-60 cm derinlik kademesinde yerini çökmeye (fosfat bileşikleri oluşturarak) bırakmaktadır,
- Üst horizontdaki kasyon değişim yüzeyleri (çok büyük oranda organik madde ağırlıklı) çoğunlukla, başta Ca ve K olmak üzere baz kasyonlarca nötralize edilmiştir,
- 20-60 cm derinlik kademesinde de eşdeğer yük olarak baz kasyonlar ağırlıkta olmakla birlikte asit kasyonlar da yaklaşık %25 oranında bulunmaktadır. En alt derinlik kademesinde de benzer durum söz konusudur.
- 20-60 cm derinlik kademesinde çökmüş bulunan fosfat bileşiklerinin başta toprak verimliliğini de artırıcı etkisinin yanı sıra fosfatın tutulduğu önemli bir ekosistem içi depo olarak çok yararlı bir rolü vardır (fosfat detensiyonunu önlemek gibi) [64].
- Hidrojen iyonları, yük eşdeğerinin düşük olmasından dolayı Belgrad ormanındaki araştırma havzalarının topraklarında kasyon değişimi yönünden düşünüldüğü kadar önemli düzeyde bir rol oynamamaktadır. Değişebilir H konsantrasyonu hiçbir derinlik kademesinde 0.32 meqlt^{-1} i geçmemiştir.
- Araştırma havzalarındaki toprakların etkin KDK'lerinin hangi özelliklere bağlı olarak gerçekleştiği çok önemli bir konudur. Kasyon değişiminde, araştırma alanındaki organik maddenin kil minerallerinden daha etkin rol oynadığı bulgular bölümünde belirtilmişti. Yapılan istatistiksel değerlendirmeler ışığında üst derinlik kademesinden alınan topraklardaki etkin KDK' nin organik maddeden kaynaklandığı ortaya konulmuş, alt kademelerde ise kil yüzdesinin bu bakımdan en önemli toprak özelliği olduğu belirlenmiştir.

- Tüm derinlik kademelerinde katyon değişimini ağırlıklı olarak etkileyen katyon, KDK ve BD ile gösterdiği yüksek korelasyondan dolayı Ca' dır. Bunu Mg ve K takip etmektedir. Araştırma alanı topraklarında Na, KDK' bakımından etkisiz bir katyondur. Ca, üst horizonunda değişebilir katyon eşdeğerinin yaklaşık yarısını oluşturduğu için özellikle bu horizonunda katyon değişimini kontrol eden en önemli iyon konumundadır.
- Diğer baz katyonların aksine değişebilir Ca eşdeğeri derinlik kademeleri itibariyle büyük farklılıklar göstermektedir. Üst derinlik kademesinde diğerlerine göre 2, 3 kat fazla değişebilir Ca bulunmuştur.
- Değişebilir Al konsantrasyonunun derinlik kademelerine göre değişimi incelendiğinde üst topraklarda çok az değişebilir Al' nin bulunduğu görülür ($E_{Al+3\ 0-20} = 1.64\ meqlt^{-1} < E_{Al+3\ 60-90} = 3.53\ meqlt^{-1} < E_{Al+3\ 20-60} = 5.57\ meqlt^{-1}$). Bu durum lizimetre çalışması bulguları ile de örtüşmekte ve üst toprakta sürekli bir Al yıkanmasının gerçekleştiğini ifade etmektedir. Al yıkanmasının çok asidik olmayan yağış olaylarında da gözlenmesi, bu durumun asit birikimiyle ilişkilendirilmesini zorlaştırmakta, organik madde ayrışmasını daha mantıklı bir olasılık olarak karşımıza çıkarmaktadır.
- Değişebilir H, pH ile doğrusal ilişkilidir ve (bu ilişkinin denklemleri de bulgular kısmında verilmiştir) üst toprak horizonunda alttakilere nazaran daha düşüktür. Değişebilir H eşdeğerinin genel olarak diğer katyonlarla karşılaştırıldığında önemsiz düzeyde olması; *toprakların değişebilir H iyonu içeriklerinin ve dolayısıyla pH değerlerinin asit yağışlar bakımından Belgrad ormanı ile benzer ekolojik koşullara sahip ılıman iklim bölgelerinde çok önemli olmadığı sonucunu ortaya koymaktadır*. Dolayısıyla toprakların katyon değişim yüzeylerinin baz katyonlarca doymun olduğu durumlarda toprak pH değerinin düşük olması (5-6 arası) önemli bir sakınca yaratmamaktadır.
- Her iki havzada toprakların etkin KDK ve BD değerleri, yüksek kum fraksiyonu yüzdesine rağmen yüksek bulunmuştur. Asit birikiminin tamponlanması bakımından KDK' ye göre daha önemli bir parametre olan BD değerinin üst topraklarda daha yüksek olması değişebilir Ca ve K iyonlarından kaynaklanmaktadır. Üst toprak kademesinde (0-20 cm) BD Oranı %100' e yakinken, daha alt horizonlarda bu değer %85' e kadar düşmektedir. Burada üst toprak horizonunun yüksek BD oranı nedeniyle asiditeyi düşürmek bakımından önemli bir ekosistem katmanı olduğu söylenebilir.
- Değişebilir H konsantrasyonu ile değişebilir Ca ve K arasında negatif, Al arasında pozitif doğrusal ilişki bulunmuş, değişebilir Al ile de yine Ca ve K arasında negatif doğrusal ilişki belirlenmiştir. Yine değişebilir Ca ile Mg ve K

arasında pozitif korelasyon vardır. Bu bulgular ışığında şu sonuçlara gitmek mümkündür;

1. Al ve H ile rekabet eden başlıca baz katyonlar Ca ve K' dır,
 2. Asit katyonlar ve baz katyonlar kendi aralarında rekabet etmemektedir,
 3. Na katyon değişiminde en etkisiz iyonudur.
- Değişebilir baz katyonlarla kil yüzdesi arasında doğrusal bir ilişkinin belirlenememiş olması, buna karşın kil yüzdesinin değişebilir Al ile güçlü pozitif korelasyon göstermesinin 2 sebepten kaynaklanması olasıdır [49];

1. Üst horizonta baz katyonlarla kil yüzdesi arasında doğrusal ilişki olmasına rağmen organik madde bu ilişkiyi perdelemektedir. Alt horizontlarda ise, toprakların 4.5 civarında bir pH' ya sahip oldukları da dikkate alındığında, sürekli Al birikiminden dolayı değişim yüzeylerinin Al iyonlarınca işgal edilmekte olduğu söylenebilir.
2. Zayıf bir olasılık olmakla birlikte, Al iyonlarının üst horizonttan yıkanarak altlarda birikmesi ve kil minerallerinin de aynı şekilde altlarda birikmiş olmasından ötürü, rastlantısal olarak değişebilir Al ile kil yüzdesi arasında pozitif bir korelasyon bulunmuş olabilir.

Zaten kil yüzdesi ile değişebilir katyonlar arasındaki ilişki, derinlik kademeleri yönünden incelendiğinde orta (20-60 cm) ve alt (60-90 cm) derinlik kademelerinde KDK ile güçlü korelasyon gösteren toprak özelliğinin kil yüzdesi olduğu ortaya çıkmaktadır (Ek Tablo 4)

Almanya'da Raben ve ark. (2000) tarafından ladin (*Picea abies*), meşe (*Quercus robur*) ve sarıçam (*Pinus sylvestris*) meşcerelerinde yapılmış olan bir araştırmada (yağış pH değeri 2.75-4.5, toprak ise 3-5.5 aralığında) toprakların baz doygunluk yüzdelерinin (baz katyonlar x 100 / toplam katyonlar) %15' ler civarında veya daha düşük olduğu saptanmıştır [69]. Belgrad ormanı topraklarında ise bu oran çok daha yüksek bulunmuştur:

0-20 cm derinlik kademesinde	41.70 x 100 / 42.37 = % 98.42
20-60 cm	“ “ 27.05 x 100 / 32.49 = % 83.26
60-90 cm	“ “ 33.01 x 100 / 38.24 = % 86.32

Ayrıca yine aynı araştırmada bu araştırma bulgularının aksine baz doygunluğunun toprak derinliği ile arttığı gözlenmiştir, fakat pH' nın sözkonusu araştırmada derinlikle paralel olarak arttığını da belirtmek gerekir.

Öte yandan daha önce Eruz, (1980) tarafından Belgrad Ormanında yapılmış olan araştırmanın bulguları ile çelişen analiz sonuçlarının elde edilmiş olması konunun bu yönüyle de irdelenmesine neden olmuştur [90]. Eruz (1980) tarafından amonyum asetatla ekstrakte edilmiş olan baz katyonlardan özellikle kalsiyum (50-150 meq/lt) ve magnezyumun (20-70 meq/lt) konsantrasyonları oldukça yüksektir [90]. Bu durum BD ve KDK' nin de yüksek çıkmasına neden olmaktadır. Ayrıca değişebilir katyonların toplam miktarı olarak ifade ettiği (S - değeri) baz katyonların miktarı (burada değişebilir asit katyonlar olan H ve Al dikkate alınmamıştır) ile toplam KDK olarak ifade ettiği değerler arasındaki farklar oldukça önemli düzeydedir ve Belgrad Ormanı topraklarında yüksek oranda değişebilir H ve Al katyonlarının bulunduğunu göstermektedir. Örneğin;

Tablo 34. Eruz (1980) tarafından yapılan araştırmaya ait sonuçlar [90].

Horizon	Toplam KDK (meq/lt)	Değişebilir katyonların toplam miktarı (meq/lt)	Fark (meq/lt)	%
Ah (meşe)	161.76	132.04	29.72	81.63
AB “	262.31	91.21	171.10	34.77
BC “	394.25	179.48	214.77	45.52
Cv “	428.37	238.80	189.57	55.75

Değişebilir katyonların toplam miktarı baz doygunluğunu ifade etmekte, bu değer KDK' ye oranlanması da baz doygunluk yüzdesini vermektedir. Yukarıdaki hesaplama ve araştırmacının da kitabında belirttiği gibi (Sayfa 146, Tablo 83) yüzde otuzlar civarına kadar BD yüzde değerleri hesaplanmıştır ki bunun anlamı toprakların 450 meq/lt' nin bile üzerinde değişebilir hidrojen ve alüminyum içerdikleridir. Bunun yarısını bile hidrojen oluştursa toprakların ortalama pH_{KCl} değerlerinin 1' den ($pH\ 1 = 100\ meq/lt$) düşük olması gerekir.

Yıllar itibariyle asidik birikim farklılık gösterebilmektedir. Örneğin 1999-00 su yılında ıslak depolama ile hektarda 4.72 kmol olan hidrojen iyonu birikimi, 2000-01 su yılında 1.70 kmol' e düşmüştür. Ağırlıklı ortalama olarak ilk yıl düşen yağışların hidrojen iyonu aktiviteleri $64.34\ \mu eq\ l^{-1}$ ($pH= 4.19$) iken ikinci su yılında bu değer $39.70\ \mu eq\ l^{-1}$ ($pH= 4.40$) olarak gerçekleşmiştir. Dolayısıyla yağıştaki hidrojen iyonu aktivitesinde neredeyse yarı yarıya bir azalma görülmektedir.

Asit birikimi ile ilgili bugüne dek yapılmış olan çalışmalara ait sonuçlar literatür özeti ve bulgular bölümünde verilmiştir. Bu olgunun dünyanın her bölgesinde gözlenebilecek uluslararası hatta kıtalararası bir sorun olduğu da belirtilmiştir. Dahası

benzer ekosistemlerde yapılmış olan araştırmalara ait bulgular H iyonu davranışı bakımından Belgrad Ormanı ile benzerlikler taşımaktadır.

Belgrad Ormanı içerisinde yer alan araştırma havzalarında da hidrojen iyonunun sistemli bir biçimde ekosistemin farklı katmanlarında tutulduğu ve böylece asiditenin nötralize edildiği belirlenmiştir (Bknz. hipotetik H döngüsü).

Öte yandan lizimetre çalışmasının yapıldığı alanda toprak pH' sı her derinlik kademesinde 5.0' den düşük olduğu halde toprak suyu pH değerinin gözlem dönemi boyunca (Mart-Mayıs 2001) 6.0' nın altına inmemiş olması önemli bir noktadır.

Belgrad Ormanı bölgesinde anyon ve katyonlarca oldukça zengin ıslak birikim (çoğunlukla yağmur şeklinde) gerçekleşmektedir. Bu durumun nedenleri şöyle özetlenebilir;

- Denizden yüksekliğin azlığı,
- Denize yatay yönde yakınlık,
- Kuzeybatıdan gelen ve Doğu Avrupa orijinli olduğu sanılan asidik hava kütleleri,
- Yaz aylarının kurak geçmesi sonucu İstanbul şehrinden kaynaklandığı sanılan, baz katyonlarca zengin kuru depolama ürünleri, ayrıca yaz aylarında hava kütlelerinin güneyden gelmesi de önemli bir faktördür. Kuru depolamanın miktarı ile ilgili ölçümler yapılmamış fakat literatürdeki oranlarla bazı kıyaslamalar ışığında tahminler yürütülmüştür. Hipotetik madde döngüleri bölümünde bunlardan bahsedilmiştir.

Ölçümü yapılmayan bikarbonat ve kalsiyum dışında anyon ve katyonların yağış suyundaki toplam konsantrasyonları $239.64 \mu\text{eq l}^{-1}$ dir ve her iki iyon grubu arasında bir dengeden söz edilebilir.

Yağış suyundaki baskın iyonlar sülfat ($108.22 \mu\text{eq l}^{-1}$) ve magnezyum ($70.78 \mu\text{eq l}^{-1}$)' dur. Asidik katyonların toplam eşdeğeri bunlarla karşılaştırıldığında oldukça düşüktür ($23.21 \mu\text{eq l}^{-1}$). Sülfat tek başına, ölçülen anyon eşdeğerinin %45' ini temsil etmektedir ve yağışla (ıslak depolama) yılda hektara 750-1100 eq civarında birikim gerçekleşmektedir. Literatürde buna yakın değerlere rastlanmaktadır. Genellikle deniz etkisindeki bölgelerde yüksek sülfat birikimleri normal karşılanmaktadır [49, 110, 111].

Sülfatın kuru depolama miktarının da literatürde genellikle yağış kadar olduğu bildirilmektedir.

Dolayısıyla Belgrad Ormanı bölgesindeki yağışların en önemli bileşeni olarak sülfat anyonu görülebilir.

Fosfat ise bölgedeki yağış suyundaki en önemli ikinci anyon konumundadır. Beklenenin aksine nitratın iki katından fazla bir konsantrasyon ve birikime sahiptir. Mineral ayrışma ürünü olarak sisteme ne kadar fosfor bileşiğinin girdiği bilinmemekle beraber, yağışın fosfor döngüsü içerisinde önemli bir girdi olduğu yadsınamaz. Hektarda yılda 500 ile 1000 eq kadar fosfat birikmekte, ayrıca kuru depolamanın da ne kadar olduğu bilinmemektedir. Akışla çıkan fosfat miktarının yağıştan çok daha az olması gerçeği de sistemde fosfatın hala biriktiğini göstermektedir. Fosfor bakımından söz konusu orman ekosisteminin doymuş olup olmadığı veya doymuşluğa gidip gitmediği bilinmemektedir. Çünkü vejetasyon örtüsü tarafından ne kadar fosfor tüketildiği, yaprak dökümü ile ne kadarının toprağa döndüğü ve inorganik ve organik fosfor içeriklerinin boyutu hakkında tahminde bulunulamamaktadır. Yine de yağışla giren fosforun az bir bölümünün (1/5 civarı) sistemi terk etmesi (erozyonun çok az olduğu gerçeğinden yola çıkılarak), sistemin hala fosfor depolama kapasitesi olduğunu ortaya koymaktadır. *Bu durum, ekosistemin su ortamına gidebilecek fosfor miktarını (mineral, ölü örtü ayrışması, kuru ve ıslak depolama girdi olarak dikkate alındığında) en az 10 kat azalttığını göstermektedir. Dolayısıyla bölgedeki orman ekosisteminin ötrifikasyonu önleme yönünden çok önemli bir işlevi olduğu ortaya çıkmıştır.*

Fosforun ekosistemde birikmesi, nitrat için de aynı beklentiyi doğurmuştur. Zira yüksek biyokimyasal aktivite ve vejetasyonun büyüme hızı büyük oranda azot varlığına bağlıdır. Araştırmada ölçülen ve sistemdeki fonksiyonları bakımından en önemli azot formları oldukları bilinen [66] nitrat ve amonyumun birlikte değerlendirilmesi faydalı olacaktır. Zira azot döngüsü bölümünde de bahsedildiği gibi her iki formun birbirine geçişi çok hızlı olmaktadır. Fakat değerlendirmede dikkate alınması gereken en önemli nokta nitratın amonyuma göre çok daha hareketli bir iyon oluşudur. Genel anlamda iki iyonun davranışları kombine edildiğinde şu sonuçlara ulaşılabilir;

Orman ekosistemine yağış suyu ile amonyuma nazaran daha fazla nitrat girmektedir, fakat bu fazlalık %10-20 civarında kalmaktadır,

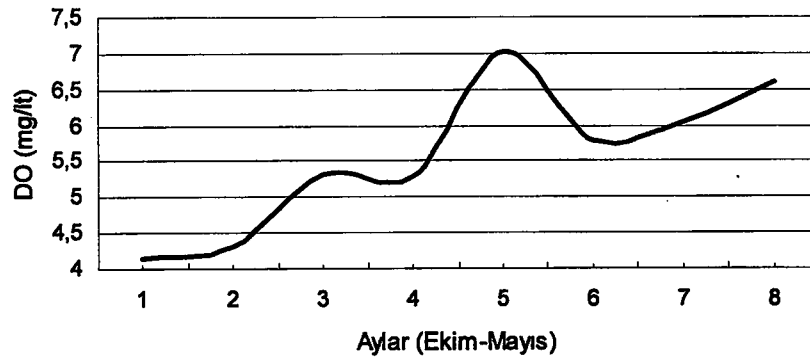
Sistemden çıkış oranları karşılaştırıldığında ise yağışla giren amonyumun 0.10-0.15 arası bir bölümünün akışla sistemi terk ettiği, buna karşın nitrat için bu oranın 0.35-0.50 aralığında gerçekleştiği belirlenmiştir. Her iki bileşiğin yükleri dikkate alındığında bu durum doğal karşılanmaktadır. Öte yandan nitratın çok hareketli bir anyon oluşu ve toprakta tutulma mekanizmasının denitrifikasyonla ilişkili olması, ayrıca fosfat retensiyonunun da yukarıda açıklandığı gibi orman ekosisteminin varlığına dayanması, eğer havzaların arazi kullanım şekli orman olmasaydı, o zaman ne olurdu sorusunu akla getirmektedir.

Bilindiği gibi tatlı su ortamları oluşumlarından itibaren sediment ve besin maddelerini biriktiren birer depolama sistemi olarak önemli bir işleve sahiptirler [112]. Yağışlarla yeryüzüne ulaşan sular drenaj alanlarından topladıkları her türlü maddeyi göllere taşırlar. Böylece zaman içinde göl tabanında oluşan sediment miktarı artar, göl içindeki ve etrafındaki vejetasyon örtüsü genişler ve ekosistem bataklık olma yönünde değişim gösterir. Bu aşama öncesinde göldeki balık yaşamı da sona erer. Doğal süksesyon evreleri olarak adlandırılan bu değişimler sonucunda bilindiği gibi çayır veya iklime göre daha başka ekosistemler oluşabilir. İnsanoğlu bu değişimin hızını artırmak suretiyle bu değişimi çabuklaştırabilmektedir (ötrifikasyon) [113].

Her iki havza tarafından üretilen su Büyükbent' i besleyen derelerden birini oluşturmaktadır ve bent, her ne kadar ötrofik seviyeden uzak da olsa eğer havzalardaki biyokütlenin gelişimini yavaşlatıcı uygulamalar yapılırsa dolma ve işlevini yitirme süreci hızlanabilir. Bu durum su üretimi amacıyla ayrılmış olan ormanlarda yapılacak uygulamaların belirlenmesi ve düzenlenmesi açısından önemli bir ikilemi tekrar gündeme getirmektedir. Çok biyokütle çok su tüketimi fakat çok iyi süzgeç anlamına gelmektedir.

Büyükbentte çözülmüş oksijen konsantrasyonunun 5' in altına indiği aylar vardır (Şekil 37). Sonbaharda düşük seviyede bulunan çözülmüş oksijen, kış ayları boyunca artmakta, Mart ayında azalmakta, fakat bu azalma önemsiz düzeyde kalmakta, daha sonra tekrar artmaktadır. Bu durumun, ılıman kuşak göllerinde yıl içerisinde genellikle iki kez meydana gelen sirkülasyon sonucu ortaya çıktığı sanılmaktadır. Göl içerisindeki tabakalar arasında meydana gelen sıcaklık farklılaşması sonucu (genellikle epilimnionun daha yoğun olmasıyla sonuçlanır) oluşan bu döngüler sayesinde tabandaki oksijensiz su göle dağılmaktadır.

Suda Çözülmüş Oksijen



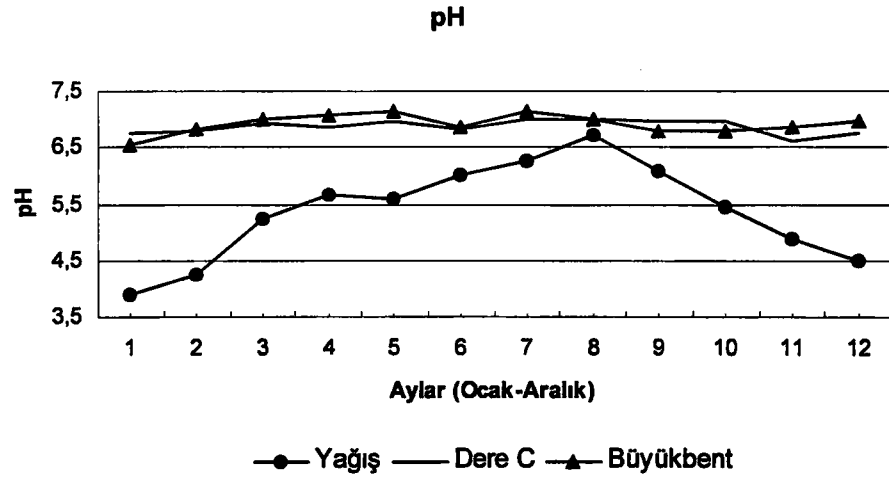
Şekil 37. Büyükbent suyundaki DO değerlerinin yıl içerisindeki seyri.

Analizi yapılan baz katyonlardan Mg ve Na' nın ekosisteme yağışla giren miktarından daha fazlası akışla çıkmakta, buna karşın K için bu durum söz konusu olmamakta, K sistemde birikmektedir (Baz katyon birikimi ile ilgili olarak Bknz..

[114]). Mineralojik ayrışma ve kuru depolama dikkate alınırsa baz katyon yıkanmasının önemli düzeyde olmadığı anlaşılr. Oysaki asit birikiminin baz katyon yıkanmasını teşvik edeceği daha önce belirtilmişti ve literatür özeti bölümünde irdelenmişti. Baz katyon yıkanması, asidik birikimin bir göstergesi olarak kabul edilecek olursa, Belgrad Ormanında yer alan araştırma havzalarında asit birikim etkisi önemsenecek düzeyde değildir. Bu durumun nedenleri olarak ise şu yargılar sıralanabilir;

- Belgrad ormanı yüzyıllardır oldukça sağlıklı biçimde işleyen ekosistemlere sahiptir ve elverişli ekolojik şartlar, yüksek birincil üretimin ortaya çıkmasına yol açmaktadır. Bunun sonucunda ekosistemin devamlılığı bakımından önemli elementler olan azot, fosfor, kükürt ve baz katyonların döngüleri oldukça sağlam temellere dayanmakta ve sistem girdisinde zamanla farklılıklar olsa bile bunlar absorbe edilebilmektedir. Burada belki de anahtar rol oynayan mekanizma vejetatif büyümedir. Bu yüksek verimlilik sayesinde sisteme fazladan giren besin maddeleri kolayca tutulabilmekte ve etkisiz hale getirilebilmektedir.
- Mineral ayrışmanın yüksek hızı nedeniyle derin topraklar oluşmuştur. Jeolojik materyalin kumtaşı ağırlıklı olmasından ötürü de yaygın tekstür yapısı kumlu balçık ve balçıktır. Bunun sonucunda oluşan havalanması iyi, hidrolik geçirgenliği yüksek topraklar sayesinde tabansuyu akışı ve yüzeyaltı akış ön plana çıkmıştır.
- Kuru depolama ve toz bileşikleri yazın tepe çatısında birikmekte ve daha sonra yaprak dökümü ile ölü örtüye karışmakta, bu durum ölü örtünün de önemli bir etkileşim katmanı olmasına neden olmaktadır.
- Hidrojenin, değişebilir baz katyonlarca zengin ekosistemlerde etkin iyon olması, düşük yük eşdeğerinden ötürü pek mümkün görünmemektedir.
- Başta sülfat olmak üzere fosfatın toprak sisteminde tutuluyor olması baz katyon yıkanmasını azaltıcı bir mekanizma olarak görülebilir. Sülfat adsorpsiyonu için uygun koşullara sahip bulunan araştırma alanı toprakları bu anyonları tutarak suyun beraberinde akarsuya taşıyacağı katyonu da tutmuş olmaktadır.

Sonuç olarak yapraklı orman ekosistemlerini içerisinde bulunduran araştırma havzalarının ne denli sağlıklı ve stabil oldukları yıl içerisinde gözlenen yağış suyu pH değerlerindeki geniş dalgalanmalara karşın, akış sularındaki dar değişim aralığı ile kanıtlanmaktadır (Şekil 38).



Şekil 38. Yağış, dere ve bent sularının pH değerlerinin yıl içerisindeki değişimi.

6. YARARLANILAN KAYNAKLAR

- [1] SWANK, W.T., VOSE, J.M., 1997. Long-Term Nitrogen Dynamics of Coweeta Forested Watersheds in the Southeastern United States of America. Global Biogeochemical Cycles. Volume 11, No: 4, pp: 657-671.
- [2] BALCI, A.N., ÖZYUVACI, N., ÖZHAN, S., ŞENGÖNÜL, K., 1993. İstanbul Çevresinde Yeralan Meşe-Kayın Orman Ekosistemlerinde Eş Havza Denemeleri ile İlgili Kalibrasyon Dönemi Sonuçları. İ.Ü.Orman Fakültesi Dergisi. Seri A, sayfa: 13-27.
- [3] BALCI, A.N., ÖZYUVACI, N., ÖZHAN, S., 1986. Sediment and Nutrient Discharge Through Streamflow from Two Experimental Watersheds in Mature Oak-Beech Forest Ecosystems Near Istanbul, Turkey. Journal of Hydrology. Volume 85, pp: 31-47.
- [4] PIERZYNSKI, G.M., SIMS, J.T., VANCE, G.F., 2000. Soils and Environmental Quality. 2nd Edition. CRC Press, Florida USA. ISBN: 0-8493-0022-3.
- [5] IRMAK, A., 1966. Orman Ekolojisi. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 1187, O.F.Yayın No: 104, İstanbul.
- [6] KANTARCI, D., 1987. Toprak İlmi. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 3444, O.F.Yayın No: 387, İstanbul.
- [7] ÇEPEL, N., 1988. Orman Ekolojisi. 3.Baskı. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 3518, O.F.Yayın No: 399, İstanbul. ISBN: 975-404-061-3.
- [8] ÇEPEL, N., 1988. Toprak İlmi. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 3416, O.F.Yayın No: 389, İstanbul.
- [9] AKTAŞ, M., 1995. Bitki Besleme ve Toprak Verimliliği. 3.Baskı. A.Ü.Ziraat Fakültesi Halkla İlişkiler ve Yayın Ünitesi. Yayın No: 1429, Ankara.
- [10] TÜRÜDÜ, Ö.A., 1997. Toprak Bilgisi. 3.Baskı. KTÜ Meslek Yüksekokulları Serisi. Yayın No: 104, Trabzon.

- [11] **ABER, J., McDOWELL, W., 1998. Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems. Bioscience. Volume 48, issue pp: 921-935.**
- [12] **GORDON, A.M., CHOURMOUZIS, C., GORDON, A.G., 2000. Nutrient Inputs in Litterfall and Rainwater Fluxes in 27-Year Old Red, Black and White Spruce Plantations in Central Ontario, Canada. Forest Ecology and Management. Volume 138, pp: 65-78.**
- [13] **VOSE, J.M., SWANK, W.T., 1998. Water Balances. pp: 27-54. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag. New York USA.**
- [14] **WILD, A., 1988. Plant Nutrients in Soil: Nitrogen. pp: 652-694. Russell's Soil Conditions and Plant Growth. 11th Edition. Longman Scientific and Technical. Essex UK. ISBN: 0-582-44677-5.**
- [15] **WILD, A., 1988. Plant Nutrients in Soil: Phosphate. pp: 695-742. Russell's Soil Conditions and Plant Growth. 11th Edition. Longman Scientific and Technical. Essex UK. ISBN: 0-582-44677-5.**
- [16] **KNOEPP, J.D., TURNER, D.P., TINGEY, D.T., 1993. Effects of Ammonium and Nitrate on Nutrient Uptake and Activity of Nitrogen Assimilating Enzymes in Western Hemlock. Forest Ecology and Management. Volume 59, pp: 179-191.**
- [17] **DONALDSON, J.M., HENDERSON, G.S., 1990. Nitrification Potential of Secondary-Succession Upland Oak Forests: I.Mineralization and Nitrification during Laboratory Incubations, Nitrification Potential of Secondary Succession Upland Oak Forests: II.Regulation of Ammonium-Oxidizing Bacteria Populations. Soil Science Society of America Journal. Volume 54, No:3, pp: 892-902.**
- [18] **KNOEPP, J.D., SWANK, W.T., 1995. Comparison of Available Soil Nitrogen Assays in control and Burned Forest Sites. Soil Science Society of America Journal. Volume 59, No:6, pp: 1750-1754.**
- [19] **KNOEPP, J.D., SWANK, W.T., 1998. Rates of Nitrogen Mineralization Across an Elevation and Vegetation Gradient in the Southern Appalachians. Plant and Soil. Volume 204, pp: 235-241.**

- [20] IRMAK, A., 1958. Altı Muhtelif Cins İğne Yapraklı Orman Ağacı Fidanlarının Fidanlık Toprağından Aldığı Besin Maddeleri Üzerine Araştırmalar. İ.Ü.Orman Fakültesi Dergisi. Seri A, Cilt 8, Sayı 2, sayfa: 5-30.
- [21] ERUZ, E., KALAY, Z., 1975. Köyveri Fidanlığında Toprak Fiziksel Yapısının Dikey ve Yatay Değişimi ve Bazı Fiziko-Kimyasal ve Kimyasal Özelliklerinin Pratik Açıdan Önemi Üzerine Araştırmalar. İ.Ü.Orman Fakültesi Dergisi. Seri A, Cilt 25, Sayı 1, sayfa: 339-355.
- [22] ELLIOT, K., WHITE, A.S., 1994. Effects of Light, Nitrogen, and Phosphorus on Red Pine Seedling Growth and Nutrient Use Efficiency. Forest Science. Volume 40, No:1, pp: 47-58.
- [23] HAINES, B., WAIDE, J., 1980. Predicting Potential Impacts of Acid Rain on Elemental Cycling in a Southern Appalachian Deciduous Forest at Coweeta. pp: 335-339. Effects of Acid Precipitation of Terrestrial Ecosystems. Plenum Publishing Corp. USA.
- [24] WAIDE, J.B., CASKEY, W.H., TODD, R.L., BORING, L.R., 1988. Changes in Soil Nitrogen Pools and Transformations Following Forest Clearcutting. pp: 221-232. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag. New York USA.
- [25] SKEFFINGTON, R.A., 1990. Accelerated Nitrogen inputs – A New Problem or A New Perspective? pp: 1-12. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- [26] FARREL, E.P., 1990. Aspects of The Nitrogen Cycle in Peatland and Plantation Forest Ecosystems in Western Ireland. pp: 13-20. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- [27] RAPP, M., 1990. Nitrogen Status and Mineralization in Natural and Disturbed Mediterranean Forests and Coppices. pp: 21-30. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- [28] GLATZEL, G., 1990. The Nitrogen Status of Austrian Forest Ecosystems as Influenced by Atmospheric Deposition, Biomass Harvesting and Lateral Organomass Exchange. pp: 67-74. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.

- [29] ZOTTL, H.W., 1990. Remarks on The Effects of Nitrogen Deposition to Forest Ecosystems. pp: 83-90. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- [30] MARTIKAINEN, P.J., AARNIO, T., YRJALA, K., 1990. Long Term Effects of Nitrogen Addition on Mineralization of Carbon and Nitrogen in Forest Soil. pp: 121-126. Nitrogen Saturation in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- [31] STEVENS, P.A., ADAMSON, J.K., REYNOLDS, B., HORNUNG, M., 1990. Dissolved Inorganic Nitrogen Concentrations and Fluxes in Three British Sitka Spruce Plantations.
- [32] KNOEPP, J.D., SWANK, W.T., 1997. Long Term Effects of Commercial Sawlog Harvest on Soil Cation Concentrations. Forest Ecology and Management. Volume 93, pp: 1-7.
- [33] MITCHELL, D., S., EDWARDS, A.C., FERRIER, R.C., 2000. Changes in Fluxes of N and P in Water Draining a Stand of Scots Pine Treated with Sewage Sludge. Forest Ecology and Management. Volume 139, pp: 203-213.
- [34] EPA, 2001. Environmental Effects of Acid Rain. Acid Rain Program. Environmental Effects Factsheet. <http://www.epa.gov/docs/acidrain/effects/envben.html>.
- [35] MITCHELL, M.J., LINDBERG, S.E., 1988. Sulfur Chemistry, Deposition, and Cycling in Forests. pp: 72-149.
- [36] JOHNSON, D., W., SOGN, T., KVINDESLAND, S., 2000. The Nutrient Cycling Model: Lessons Learned. Forest Ecology and Management. Volume 138, pp: 91-106.
- [37] JOHNSON, D. W., SWANK, W.T., VOSE, J.M., 1993. Simulated Effects of Atmospheric Sulfur Deposition on Nutrient Cycling in a Mixed Deciduous Forest. Biogeochemistry. Volume 23, pp: 169-196.
- [38] JOHNSON, D.W., SUSFALK, R.B., SWANK, T.W., 1998. Simulated Effects of Atmospheric Deposition and Species Change on Nutrient Cycling in Loblolly Pine and Mixed Deciduous Forests. pp:503-524. The Productivity and

Sustainability of Southern Forest Ecosystems in a Changing Environment.
Springer-Verlag. New York USA.

- [39] JOHNSON, D.W., SUSFALK, R.B., BREWER, P.F., SWANK, W.T., 1999. Simulated Effects of Reduced Sulfur, Nitrogen and Base Cation Deposition on Soils and Solutions in Southern Appalachian Forests. *Journal of Environmental Quality*. Volume 28, No:4, pp: 1336-1346.
- [40] JOHNSON, D.W., SWANK, W.T., VOSE, J.M., 1995. Effects of Liming on Soils and Streamwaters in a Deciduous Forest: Comparison of Field Results and Simulations. *Journal of Environmental Quality*. Volume 24, No:6, pp:1104-1117.
- [41] ABRAHAMSEN, G., 1979. Impact of Atmospheric Sulphur Deposition on Forest Ecosystems. Chapter 40, pp: 397-413. *Atmospheric Sulfur Deposition. Environmental Impact and Health Effects*. Ann Arbor Science Publishers Inc., USA.
- [42] HENDERSON, G.S., SWANK, W.T., HORNBECK, J.W., 1979. Impact of Sulfur Deposition on The Quality of Water from Forested Watersheds. Chapter 42, pp: 431-441. *Atmospheric Sulfur Deposition. Environmental Impact and Health Effects*. Ann Arbor Science Publishers Inc., USA.
- [43] JOHNSON, D.W., TODD, D.E., 1983. Relationships Among Iron, Aluminum, Carbon and Sulfate in a Variety of Forest Soils. *Soil Sciences Society of America Journal*. Volume 47, No: 4, pp: 792-800.
- [44] SWANK, W.T., FITZGERALD, J.W, ASH, J.T., 1984. Microbial Transformation of Sulfate in Forest Soils. *Science*. Volume 223, pp: 182-184.
- [45] FITZGERALD, J.W., SWANK, W.T., STRICKLAND, T.C., ASH, J.T., HALE, D.D., ANDREW, T.L., WATWOOD, M.E., 1988. Sulfur Pools and Transformations in Litter and Surface Soil of a Hardwood Forest. pp:345-353. *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer-Verlag. New York USA.
- [46] EPA, 2001. Acid Rain Formation. Acid Rain Program. Environmental Effects Factsheet. <http://www.epa.gov/docs/acidrain/effects/diagram.html>

- [47] WILD, A., 1988. Potassium, Sodium, Calcium, Magnesium, Sulphur, Silicon. pp: 743-779. Russell's Soil Conditions and Plant Growth. 11th Edition. Longman Scientific and Technical. Essex UK. ISBN: 0-582-44677-5.
- [48] QUALLS, G.R., 1991. Dissolved Organics from The Forest Floor. Ecology. Volume 72, No:1, pp: 256-266.
- [49] SWANK, W.T., 2001. Kişisel diyalog. USDA Forest Service Coweeta Hydrologic Laboratory, Otto, NC USA. Email: wswank@sparc.ecology.uga.edu
- [50] LINDSAY, R.B., SWANK, W.T., WAIDE, J.B., HENDERSON, G.S., 1988. Sources, Fates, and Impacts of Nitrogen Inputs to Terrestrial Ecosystems: Review and Synthesis. Biogeochemistry. Volume 6, pp: 119-159.
- [51] HARRIS, P., J., 1988. Microbial Transformations of Nitrogen. pp: 608-651. Russell's Soil Conditions and Plant Growth. 11th Edition. Longman Scientific and Technical. Essex UK. ISBN: 0-582-44677-5.
- [52] BERNER, R.A., PETSCH, S.T., 1998. The Sulfur Cycle and Atmospheric Oxygen. Science. Volume 282, issue 5393, pp: 1426-1428.
- [53] PETERSEN, R.G., CALVIN, L.D., 1996. Sampling. pp: 1-13. Methods of Soil Analysis, Part 1. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Book Series No:5, WI USA.
- [54] SWANK, W.T., 1988. Stream Chemistry Responses to Disturbance. pp: 339-357. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag. New York USA.
- [55] TÜRÜDÜ, Ö.A., 1997. Bitki Beslenmesi ve Gübreleme Tekniği. 3.Baskı. KTÜ Meslek Yüksekokulları Serisi. Yayın No: 171, Trabzon.
- [56] JOHNSON, D.W., 1988. Base Cations. pp: 233-340. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag. New York USA.
- [57] SWANK, W., 1984. Atmospheric Contributions to Forest Nutrient Cycling . Water Resources Bulletin. American Water Resources Association. Volume 20, No:3, pp: 313-321.

- [58] DAVIDSON, C.I., WU, Y.L., 1990. Deposition Mechanisms. pp: 118-127. Acid Precipitation. Institute of Environmental Studies. Canada.
- [59] HEDIN, L.O., LIKENS, G.E., 1996. Atmospheric Dust and Acid Rain. Scientific American. Volume 275, issue 6, pp: 88-93.
- [60] TANNER, P.A., WONG, Y.S., 2000. Soluble Trace Metals and Major Ionic Species in Bulk Deposition and Atmosphere of Hong Kong. Water, Air, and Soil Pollution. Volume 122, pp: 261-279.
- [61] GJESSING, E.T., 1990. Mechanisms and Effects of Reactions of Organic Acids with Anions. Organic Acids in Aquatic Ecosystems. Bernhard, Dahlem Konferenzen. pp: 179-187. John Wiley and Sons Ltd.
- [62] McCORMICK, J., 1998. Acid Pollution. Environment. Volume 40, Issue 3, pp:16-26. ISSN: 0013-9157.
- [63] McDONALD, A., 1999. Combatting Acid Deposition and Climate Change. Environment. Volume 41, Issue 3, 16 pages. ISSN: 0013-9157.
- [64] KNOEPP, J.D., 2001. Kişisel diyalog. USDA Forest Service Coweeta Hydrologic Laboratory, Otto, NC USA. Email: jknoepp@sparc.ecology.uga.edu
- [65] HAINESS, B.L., SWANK, W.T., 1988. Acid Precipitation Effects on Forest Processes. pp: 359-366. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag. New York USA.
- [66] VOSE, J.M., 2001. Kişisel diyalog. USDA Forest Service Coweeta Hydrologic Laboratory, Otto, NC USA. Email: jvose@sparc.ecology.uga.edu
- [67] ESHLEMAN, K.N., 2000. Kişisel diyalog. University of Maryland, Center for Environmental Science, MD USA. Email: eshleman@al.umces.edu
- [68] ULRICH, B., 1990. Effects of Acid Deposition on Litter Decomposition. pp: 216-245. Acid Precipitation. Institute of Environmental Studies. Canada.

- [69] RABEN, G., ANDREAE, H., MEYER-HEISING, M., 2000. Long Term Acid Load and Its Consequences in Forest Ecosystems of Saxony (Germany). *Water, Air and Soil Pollution*. Volume 122, pp: 93-103.
- [70] QUALLS, R.G., HAINES, B.L, SWANK, W.T., 1991. Fluxes of Dissolved Organic Nutrients and Humic Substances in a Deciduous Forest. *Ecology*. Volume 72(1), pp: 254-266.
- [71] DE HAYES, D.H., SCHABERG, P.G., HAWLEY, G.J., STRIMBECK, G.R., 1999. Acid Rain Impacts on Calcium Nutrition and Forest Health. *Bioscience*. Volume 49, issue:10, pp: 789-801.
- [72] MUEZZİNOĞLU, A., 1978. Çevre Sorunlarının Ele Alınmasında ve Çözümünde Uygulanabilecek Modeller. Çevre Kirlenmesi Sorunları Semineri. Ege Üniv. İnşaat Fak. Çevre Müh. Böl. Yayın No: 5., İzmir.
- [73] ROBERTS, L, 1999. Acid Rain: Forgotten, Not Gone. *U.S. News and World Report*. Volume 127, Issue 17, p. 70. ISSN: 0041-5537.
- [74] DE WALLE, D.R., DAVIES, T.D., 1997. Seasonal Variations in Acid-Nuetralizing Capacity in 13 Northeast United States Headwater Streams. *Water Resources Research*. Volume 33, No:4, pp: 801-807.
- [75] HALL, R.J., LIKENS, G.E., 1979. Ecological Effects of Whole Stream Acidification. Chapter 43, pp: 443-451. *Atmospheric Sulfur Deposition. Environmental Impact and Health Effects*. Ann Arbor Science Publishers Inc., USA.
- [76] ÖZHAN, S., 1977. Belgrad Ormanı Ortadere Yağış Havzasında Ölü Örtütün Hidrolojik Bakımdan Önemli Özelliklerinin Bazı Yöresel Etkenlere Göre Değişimi. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 2330, O.F.Yayın No: 235, İstanbul.
- [77] BALCI, A.N., ÖZYUVACI, N., 1988. Havza Amenajmanı II. İ.Ü.Orman Mühendisliği Bölümü Yüksek Lisans Ders Notları.
- [78] CHOW, W.T., MAIDMENT, D., MAYS, L.N., 1988. *Applied Hydrology*. Chapter 5. Surface Water. pp:127-173. McGraw-Hill, Inc., New York USA. ISBN: 0-07-010810-2.

- [79] MORRIS, G.L., FAN, J., 1998. Reservoir Sedimentation Handbook. McGraw Hill. New York, USA. ISBN: 0-07-043302-X.
- [80] CHOW, V.T., 1964. Handbook of Applied Hydrology, A Compendium of Water Resources Technology. McGraw Hill Inc., New York USA.
- [81] GÜRSAKAL, N., 1997. Bilgisayar Uygulamalı İstatistik. Marmara Kitabevi, İstanbul.
- [82] ERGUN, M., 1995. Bilimsel Araştırmalarda Bilgisayarla İstatistik Uygulamaları. Ocak Yayınları, Ankara.
- [83] ÖZHAN, S., 1996. Dere Akımlarının Simulasyon Modeliyle Tahmini ve Bir Uygulama. İ.Ü.Orman Fakültesi Dergisi. Seri A, Cilt 46, Sayı 1, pp: 19-37.
- [84] MÜFTÜOĞLU, R.F., 1984. New Models for Nonlinear Catchment Analysis. Journal of Hydrology. Volume 73, pp: 335-357.
- [85] MÜFTÜOĞLU, R.F., 1991. Monthly Runoff Generation by Nonlinear Models. Journal of Hydrology. Volume 125, pp: 277-291.
- [86] ÖZHAN, S., 1982. Belgrad Ormanındaki Bazı Meşcerelerde Evapotranspirasyonun Deneysel Olarak Saptanması ve Sonuçların Ampirik Modellerle Karşılaştırılması. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 2906, O.F.Yayın No: 311, İstanbul.
- [87] FAO, 2000. Evapotranspiration Methods. Penman-Monteith Equation. Technical Documents. No:45.
- [88] SCHARFFENBERG, W.A., 2000. Hydrologic Modelling System HEC-HMS User's Manual. Hydrologic Engineering Center, Davis CA USA.
- [89] SWIFT, L.W., SWANK, W.T., MANKIN, J.B., LUXMOORE, R.J., GOLDSTEIN, R.A., 1975. Simulation of Evapotranspiration and Drainage From Mature and Clear-Cut Deciduous Forests and Young Pine Plantation. Water Resources Research. Volume 11, No:5, pp: 667-673.

- [90] ERUZ, E., 1980. Belgrad Ormanındaki Meşe ve Kayın Ekosistemlerinin Bazı Önemli Kimyasal ve Fiziksel Toprak Özelliklerine İlişkin Araştırmalar. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 2641, O.F.Yayın No: 280, İstanbul.
- [91] DEAL, J., 2001. Kişisel diyalog. USDA Forest Service Coweeta Hydrologic Laboratory, Otto, NC USA. Email:jdeal@sparc.ecology.uga.edu
- [92] IRMAK, A., 1954. Toprağın Araştırılması Metodları. İ.Ü. Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 599, O.F.Yayın No: 27, İstanbul.
- [93] KNOEPP, J.D., COLEMAN, D.C., CROSSLEY, D.A., CLARK, J.S., 2000. Biological Indices of Soil Quality: An Ecosystem Case Study of Their Use. Forest Ecology and Management. Volume 138, pp: 357-368.
- [94] GÜLÇUR, F., 1974. Toprağın Fiziksel ve Kimyasal Analiz Metodları. İ.Ü.Orman Fakültesi Yayınları. İ.Ü.Yayın No: 1970, O.F.Yayın No: 201, İstanbul.
- [95] DEAL, J., BROWN, C., HARPER, C., 1997. Procedures for Chemical Analysis. Coweeta Hydrologic Laboratory. <http://coweeta.ecology.uga.edu/webdocs/html/wetcook>
- [96] SWANK, W.T., WAIDE, J.B., 1988. Characterization of Baseline Precipitation and Stream Chemistry and Nitrogen Budgets for Control Watersheds. pp: 57-79. Forest Hydrology and Ecology at Coweeta. Springer-Verlag, New York USA.
- [97] JOHNSON, D.W., KELLY, J.M., SWANK, W.T., COLE, D.W., VAN MIEGROET, H., HORNBECK, J.W., PIERCE, R.S., VAN LEAR, D., 1988. The Effects of Leaching and Whole-tree Harvesting on Cation Budgets of Several Forests. Journal of Environmental Quality. Volume 17, No:3, pp: 418-424.
- [98] TABATABAI, M.A., 1996. Sulfur. pp: 921-943. Methods of Soil Analysis, Part 3. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Book Series No:5, WI USA.
- [99] MC DONALD, M.A., HEALEY, J.R., 2000. Nutrient Cycling in Secondary Forests in The Blue Mountains of Jamaica. Forest Ecology and Management. Volume 139, pp: 257-278.

- [100] DE SCHIJVER, A., VAN HOYDONCK, G., NACHTERGALE, L., DE KEERSMAEKER, L., MUSSCHE, S., LUST, N., 2000. Comparison of Nitrate Leaching Under Silver Birch (*Betula pendula*) and Corsican Pine (*Pinus nigra* ssp. *Laricio*) in Flanders (Belgium). *Water, Air, and Soil Pollution*. Volume 122, pp: 77-91.
- [101] SAXTON, K.E., 1986. Estimating Generalized Soil Water Characteristics From Texture. *Soil Science Soc. Of America Journal*. Volume 50, pp: 1031-1036.
- [102] HAINES, B.L., SWANK, W.T., 1988. Acid Precipitation Effects on Forest Processes. pp: 359-366. *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer-Verlag. New York USA.
- [103] ÖZHAN, S., SERENGİL, Y., 2001. Yapraklı Orman Ekosisteminde Rekreatsyonel Kullanımın Ormanın Hidrolojik Fonksiyonları Üzerindeki Etkileri. İ.Ü.Fen Bilimleri Enstitüsü Araştırma Projesi. Yayınlanmamış.
- [104] KNOEPP, J.D., SWANK, W.T., 1997. Forest Management Effects on Surface Soil Carbon and Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*. Volume 61, No:3, pp: 928-935.
- [105] SWANK, W.T., WAIDE, J.B., CROSSLEY, D.A., TODD, R.L., 1981. Insect Defoliation Enhances Nitrate Export from Forest Ecosystems. *Oecologia*. Volume 51, pp: 297-299.
- [106] JOHNSON, D.W., HORNBECK, J.W., KELLY, J.M., SWANK, W.T., TODD, D.E., 1980. Regional Patterns of Soil Sulfate Accumulation: Relevance to Ecosystem Sulfur Budgets. Environmental Science Division, Publication No: 1436, USA.
- [107] HUFF, D.D., SWANK, W.T., 1985. Modelling Changes in Forest Evapotranspiration. pp: 125-151. *Hydrological Forecasting*. John Wiley and Sons. Suffolk UK. ISBN: 0-471-90614-X.
- [108] BRAS, R.L., HURBE, I.R., 1993. *Random Functions and Hydrology*. Dower Publications Inc., New York USA. ISBN: 0-486-67626-9.

- [109] SWANK, W.T., 1986. Biological Control of Solute Losses From Forest Ecosystems. Chapter 3, pp: 85-139. Solute Process. John Wiley and Sons. Suffolk UK.
- [110] GREGORY, K.J., WALLING, D.E., 1973. Drainage Basin Form and Process, A Geomorphological Approach. Fletcher and Son Ltd., Norwich UK.
- [111] SUMNER, M.E., MILLER, W.P., 1996. Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficients. pp: 1201-1227. Methods of Soil Analysis, Part 3. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Book Series No:5, WI USA.
- [112] HYNES, H.B.N., 1971. The Enrichment of Streams. pp: 188-196. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Science. Third Printing. Washington DC USA. ISBN: 0-309-01700-9.
- [113] THOMAS, E., A., 1971. The Process of Eutrophication in Central European Lakes. pp: 29-49. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Science. Third Printing. Washington DC USA. ISBN: 0-309-01700-9.
- [114] ZENGİN, M., 1997. Kocaeli Yöresinde Orman Ekosistemlerinin Hidrolojik Ağaçlandırmalar Yönünden Karşılaştırılması. T.C.Orman Bakanlığı Kavak ve Hızlı Gelişen Tür Orman Ağaçları Araştırma Enstitüsü. Orman Bakanlığı Yayın No: 55, Müdürlük Yayın No: 217, İzmit. ISSN: 1300-395X.

7. ÖZGEÇMİŞ

Yusuf Serengil 1973 yılında Gaziantep’ te doğmuştur. İlköğrenimini Ankara’da, Orta ve Lise Öğrenimini ise Bolu’ da tamamlamıştır. İ.Ü.Orman Fakültesinden 1995 yılında mezun olduktan sonra, aynı yıl aynı fakültenin Havza Amenajmanı Anabilim Dalı’nda araştırma görevlisi olarak göreve başlamış ve halen bu görevini sürdürmektedir. İ.Ü.Fen Bilimleri Enstitüsü, Orman Mühendisliği Anabilim Dalı, Havza Amenajmanı Programında 1995 yılında başladığı Yüksek Lisans eğitimini “Balabandere Boyuna Profilinde Bazı Su Kalitesi Parametrelerinin Değişimi” isimli tez çalışmasını hazırlayarak 1997 yılında tamamlamıştır. Aynı yıl yine Havza Amenajmanı programında doktora öğrenimi için kayıt yaptırmıştır. Lisansüstü eğitim ve öğrenimi süresince, ilk yıllarda üzerinde çalıştığı “Su kalitesi” ve “Su kalitesi yönetimi” kavramları sonrasında “Ekosistemde madde döngüsü ve asit yağışlar” konusuna eğilmiştir. Bu arada birçok araştırma projesinde yardımcı araştırmacı olarak görev almıştır. İ.Ü.Araştırma Fonu BEKADEP, Tinçel Vakfı ve CIHEAM bursları ile bilimsel amaçlı olarak İspanya, İtalya ve ABD’ de bulunmuştur.

EK TABLOLAR

Ek Tablo 1. Thornthwaite Yöntemine Göre Araştırma Alanının Su Bilançosu Tablosu.

	1	2	3	4	A	Y	L	A	R	8	9	10	11	12	YILLIK
Sıcaklık (°C)	4,7	4,9	6,1	10,5	15	19,3	21,5	21,6	21,6	21,6	18	14,1	10,6	6,9	12,8
Sıcaklık indisi	0,91	0,97	1,35	3,08	5,28	7,73	9,1	9,17	9,17	9,17	6,95	4,81	3,12	1,63	54,1
Düzeltilmemiş PE (mm)	13,8	14,8	19,2	37,6	62,8	88,4	95,8	96,1	96,1	96,1	79,6	57,2	38,7	22	
Düzeltilmiş PE (mm)	11,5	12,3	19,8	41,7	78,5	111,4	121,7	114,4	114,4	114,4	82,8	54,9	31,7	17,6	698,3
Yağış (mm)	161,5	105,4	104,4	55	45,2	39,9	34,8	48,8	48,8	48,8	68,1	121,2	133,9	172,3	1090,5
DESAD* (mm)	0	0	0	0	-33,3	-71,5	0	0	0	0	0	66,3	33,7	0	
Depo edilen su (mm)	100	100	100	100	66,7	0	0	0	0	0	0	66,3	100	100	
Gerçek ET (mm)	11,5	12,3	19,8	41,7	78,5	106,6	34,8	48,8	48,8	48,8	68,1	54,9	31,7	17,6	526,3
Su açığı (mm)	0	0	0	0	0	4,8	86,9	65,6	65,6	65,6	14,7	0	0	0	172
Su fazlası (mm)	150	93,1	84,6	13,3	0	0	0	0	0	0	0	0	68,5	154,7	564,1
Yüzeysel akış (mm)	122,3	107,7	96,2	54,8	27,4	13,7	6,9	3,4	3,4	3,4	1,7	0,9	34,5	94,6	564,1
Nemlilik oranı	13	7,6	4,3	0,3	-0,4	-0,6	-0,7	-0,6	-0,6	-0,6	-0,2	1,2	3,2	8,8	

* DESAD: Depo edilen suyun aylık değişimi.

Ek Tablo – 2. Yağış, Yüzeysel Akış ve Derede Yapılan Örneklemeye ait Analiz Sonuçları.

	El micS/cm	Sıc. °C	pH	PO ₄ mg/lt	PO ₄ -P mg/lt	Cl mg/lt	Alkalinite mg/lt CaCO ₃	O ₂ mg/lt	O ₂ %	Na mg/lt	NH ₄ mg/lt	NH ₄ -N mg/lt	SO ₄ mg/lt	NO ₃ mg/lt	NO ₃ -N mg/lt
Yağış	109	1,4	3,79	3,25	0,099	1,3	5	7,62	53,2	2,32	0,139	0,115	8,28	2,19	0,505
Yüzeysel akış 1	87		4,95	3,35	0,126	1,2	15	6,35	60,4	2,39	0,182	0,127	8,87	2,15	0,825
Yüzeysel akış 2	79		5,14	3,39	0,141	1,3	10	6,87	64,2	3,08	0,322	0,246	9,26	3,78	0,486
Dere C	110	5,1	6,41	3,71	0,27	1,5	40	7,75	60,4	4,43	0,137	0,1	9,37	5,07	1,15
Dere D	132	5,2	6,45	3,69	0,261	1,95	50	7,87	61,5	7,7	0,182	0,138	9,42	4,64	1,04

Ek Tablo – 3

HAVZA SİSTEMLERİNE GİREN VE ÇIKAN HİDROJEN İYONU MİKTARININ AYLIK DEĞİŞİMİ

	Yağışla Giren		Akışla Çıkan	
	Hc (eq)	Hd (eq)	QHc (eq)	QHd (eq)
X	427,29	382,37	1,05	1,39
XI	2055,32	1839,26	1,43	1,15
XII	8182,12	7321,99	7,55	5,80
I	31642,00	28315,69	9,18	7,40
II	10607,83	9492,70	7,47	5,67
III	694,50	621,50	8,26	6,98
IV	251,22	224,81	6,70	4,99
V	160,45	143,59	1,62	1,95
VI	58,80	52,62	0,59	0,48
Yıllık	54079,54	48394,53	43,83	35,81

Ek Tablo – 4

KİL YÜZDESİ, AK VE KATYONLAR ARSINDAKİ DOĞRUSAL İLİŞKİLERİN DERİNLİK KADEMELERİ İTİBARIYLA İNCELENMESİ

0 – 20 CM DERİNLİK KADEMESİ

		Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Al ⁺³	CEC	AK	KİL	BD
Ca ⁺²	Pearson Korelasyon	1,000								
	Önem. (2-yön)									
	N	17								
Mg ⁺²	Pearson Korelasyon	,529*	1,000							
	Önem. (2-yön)	,029								
	N	17	17							
Na ⁺	Pearson Korelasyon	-,031	,265	1,000						
	Önem. (2-yön)	,905	,305							
	N	17	17	17						
K ⁺	Pearson Korelasyon	,305	,484*	,460	1,000					
	Önem. (2-yön)	,234	,049	,063						
	N	17	17	17	17					
Al ⁺³	Pearson Korelasyon	-,427	,010	-,126	-,074	1,000				
	Önem. (2-yön)	,087	,971	,630	,777					
	N	17	17	17	17	17				
CEC	Pearson Korelasyon	,953**	,743**	,072	,451	-,252	1,000			
	Önem. (2-yön)	,000	,001	,784	,069	,329				
	N	17	17	17	17	17	17			
AK	Pearson Korelasyon	,547*	,695**	,418	,760**	-,161	,693**	1,000		
	Önem. (2-yön)	,028	,003	,107	,001	,551	,003			
	N	16	16	16	16	16	16	16		
KİL	Pearson Korelasyon	,204	,074	,083	-,153	-,320	,146	,058	1,000	
	Önem. (2-yön)	,448	,786	,759	,570	,226	,589	,830		
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	
BD	Pearson Korelasyon	,954**	,551*	,039	,455*	-,405	,994**	,710**	,240	1,000
	Önem. (2-yön)	,000	,015	,874	,050	,085	,000	,001	,337	
	N	19	19	19	19	19	19	19	19	19

* 0.05 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

** 0.01 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

20 – 60 CM DERINLIK KADEMESI

		Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Al ⁺³	CEC	AK	Kil	BD
Ca ⁺²	Pearson Korelasyon	1,000								
	Önem. (2-yön)									
	N	20								
Mg ⁺²	Pearson Korelasyon	,463*	1,000							
	Önem. (2-yön)	,040								
	N	20	20							
Na ⁺	Pearson Korelasyon	,214	,504*	1,000						
	Önem. (2-yön)	,366	,023							
	N	20	20	20						
K ⁺	Pearson Korelasyon	,098	,143	,309	1,000					
	Önem. (2-yön)	,680	,549	,184						
	N	20	20	20	20					
Al ⁺³	Pearson Korelasyon	,188	,522*	,389	-,185	1,000				
	Önem. (2-yön)	,429	,018	,090	,434					
	N	20	20	20	20	20				
CEC	Pearson Korelasyon	,711**	,903**	,508*	,106	,680**	1,000			
	Önem. (2-yön)	,000	,000	,022	,656	,001				
	N	20	20	20	20	20	20			
AK	Pearson Korelasyon	,070	,117	,226	,311	,292	,205	1,000		
	Önem. (2-yön)	,770	,624	,338	,183	,212	,387			
	N	20	20	20	20	20	20	20		
Kil	Pearson Korelasyon	,207	,354	,568**	,081	,555*	,465*	,613**	1,000	
	Önem. (2-yön)	,382	,125	,009	,735	,011	,039	,004		
	N	20	20	20	20	20	20	20	20	
BD	Pearson Korelasyon	,799**	,900**	,467*	,207	,429	,954**	,133	,345	1,000
	Önem. (2-yön)	,000	,000	,038	,382	,059	,000	,577	,136	
	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20

* 0.05 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

** 0.01 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

60 – 90 CM DERINLIK KADEMESI

		Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Al ⁺³	CEC	AK	KII	BD
Ca ⁺²	Pearson Korelasyon	1,000								
	Önem. (2-yön)	,								
	N	20								
Mg ⁺²	Pearson Korelasyon	,301	1,000							
	Önem. (2-yön)	,197	,							
	N	20	20							
Na ⁺	Pearson Korelasyon	,370	,223	1,000						
	Önem. (2-yön)	,108	,345	,						
	N	20	20	20						
K ⁺	Pearson Korelasyon	,113	,289	-,244	1,000					
	Önem. (2-yön)	,635	,217	,299	,					
	N	20	20	20	20					
Al ⁺³	Pearson Korelasyon	-,353	-,028	,055	-,139	1,000				
	Önem. (2-yön)	,126	,907	,819	,558	,				
	N	20	20	20	20	20				
CEC	Pearson Korelasyon	,731**	,781**	,423	,230	,108	1,000			
	Önem. (2-yön)	,000	,000	,063	,328	,649	,			
	N	20	20	20	20	20	20			
AK	Pearson Korelasyon	-,008	,174	-,086	,186	,178	,164	1,000		
	Önem. (2-yön)	,972	,464	,720	,433	,452	,490	,		
	N	20	20	20	20	20	20	20		
KII	Pearson Korelasyon	,236	,336	,180	-,093	,348	,478*	,596**	1,000	
	Önem. (2-yön)	,316	,148	,447	,697	,132	,033	,006	,	
	N	20	20	20	20	20	20	20	20	
BD	Pearson Korelasyon	,838**	,771**	,392	,274	-,250	,935**	,096	,341	1,000
	Önem. (2-yön)	,000	,000	,087	,242	,287	,000	,687	,141	,
	N	20	20	20	20	20	20	20	20	20

* 0.05 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

** 0.01 düzeyinde önemlilik (2-yönlü).

Ek Tablo – 5. LİZİMETRE ÇALIŞMASI BOYUNCA YAĞIŞ, DERİNLİK KADEMELERİ VE AKIŞ SULARINDA ÖLÇÜLEN ANYON VE KATYONLAR

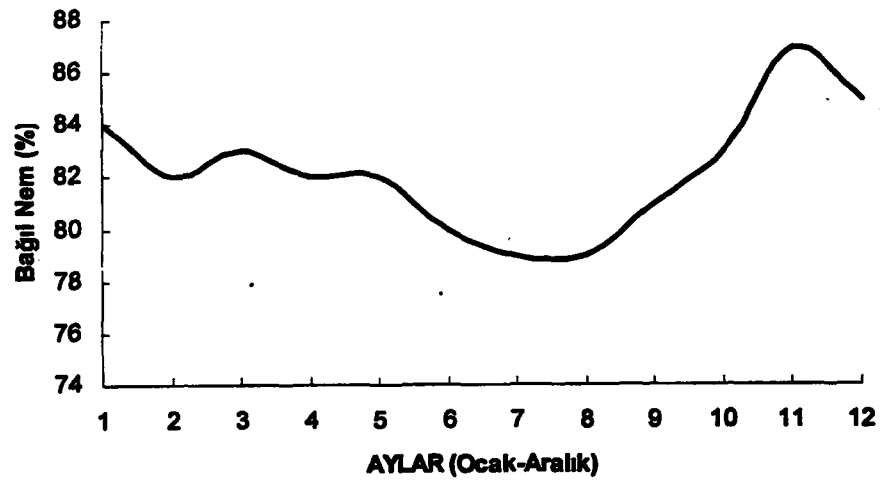
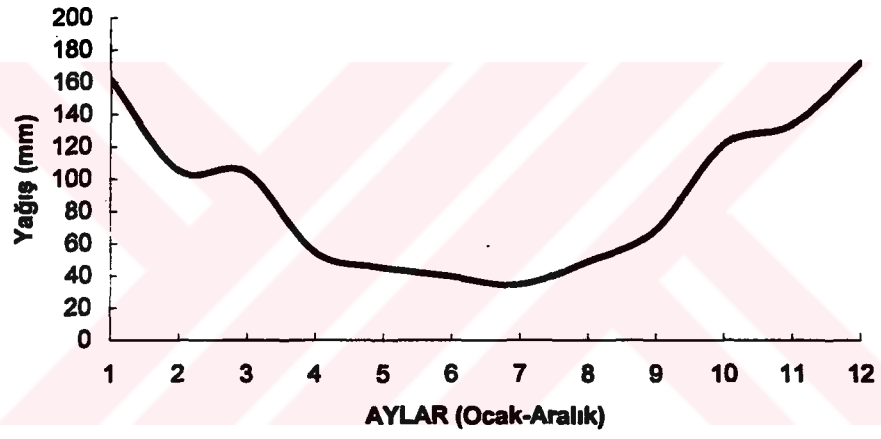
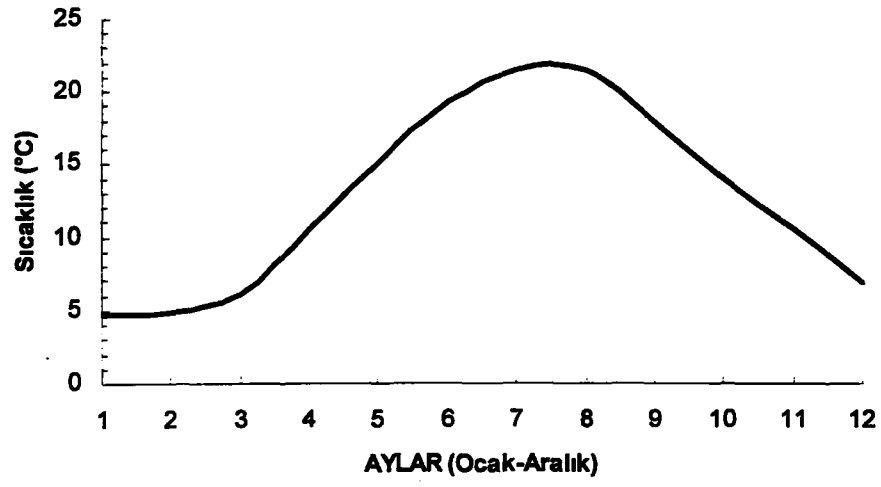
	H ⁺ (miceq/lt)	EC (micS/cm)	PO4 ⁻ (miceq/lt)	Fe ⁺² (miceq/lt)	Fe ⁺³ (miceq/lt)	SO4 ⁻² (miceq/lt)	Mg ⁺² (miceq/lt)	Al ⁺³ (miceq/lt)	NO3 ⁻ (miceq/lt)	K ⁺ (miceq/lt)	Na ⁺ (miceq/lt)
Yağış											
20 cm	22,82	42,80	74,53	7,17	8,60	108,22	70,78	0,39	32,26	52,69	65,65
60 cm	0,56	119,75	168,24	14,46	12,28	164,48	268,79	69,91	23,23	172,89	231,59
90 cm	0,29	124,57	186,43	11,82	0,00	127,90	243,00	2,00	40,40	176,73	218,84
Dere C	0,19	91,78	84,88	14,29	0,61	206,29	227,17	1,60	30,69	92,07	180,72
	0,08	221,17	109,26	19,35	25,27	155,46	284,77	0,53	43,55	57,54	760,87

EK ŞEKİLLER



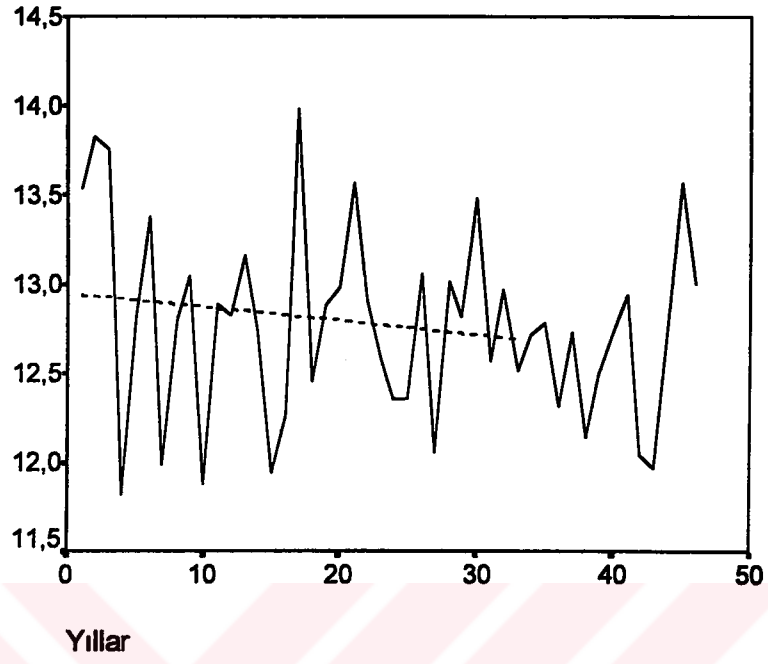
Ek Şekil – 1, 4, 5

**BAHÇEKÖY METEOROLOJİ İSTASYONU VERİLERİNE GÖRE SICAKLIK, YAĞIŞ VE BAĞIL
NEMİN YIL İÇERİSİNDEKİ DEĞİŞİMİ**

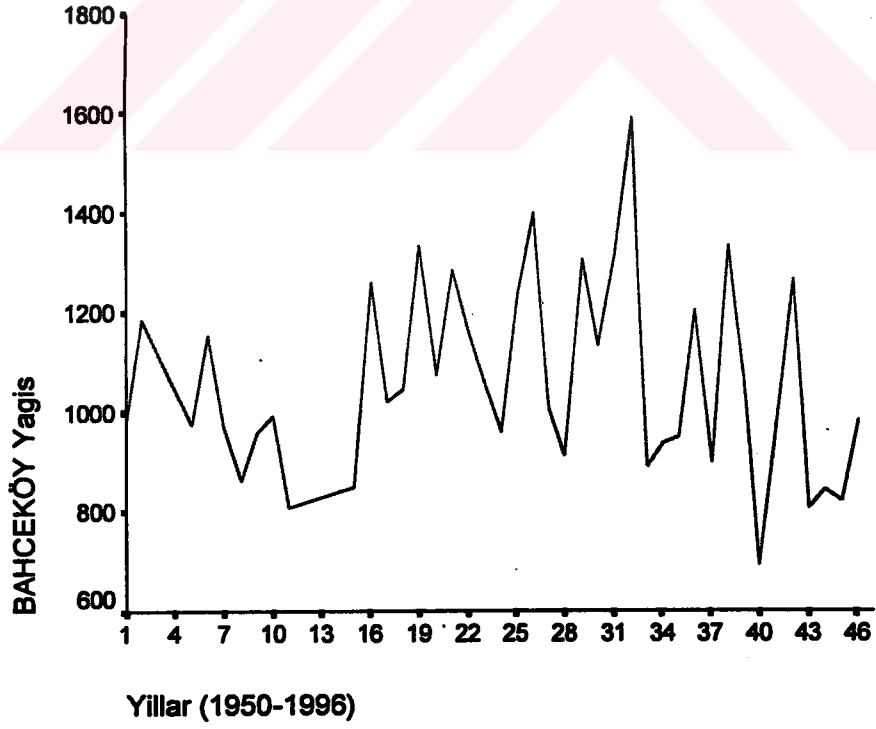


Ek Şekil – 2, 3

**BAHÇEKÖY METEOROLOJİ İSTASYONU VERİLERİNE GÖRE SICAKLIK VE YAĞIŞIN GÖZLEM
PERYODUNDAKİ DEĞİŞİMİ**



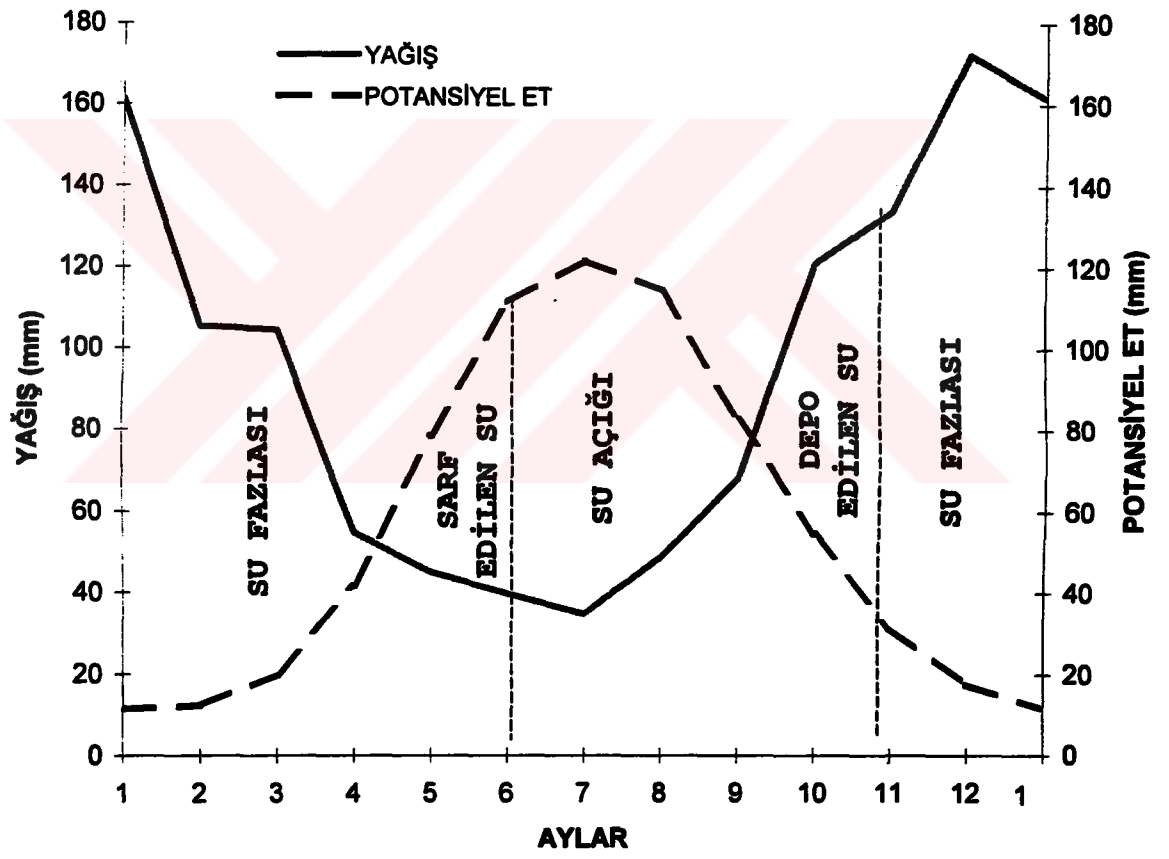
Yıllık ortalama sıcaklık değerlerinin 1950-96 yılları arasında değişimi.



Yıllık ortalama yağış değerlerinin 1950-96 yılları arasında değişimi.

Ek Şekil – 6

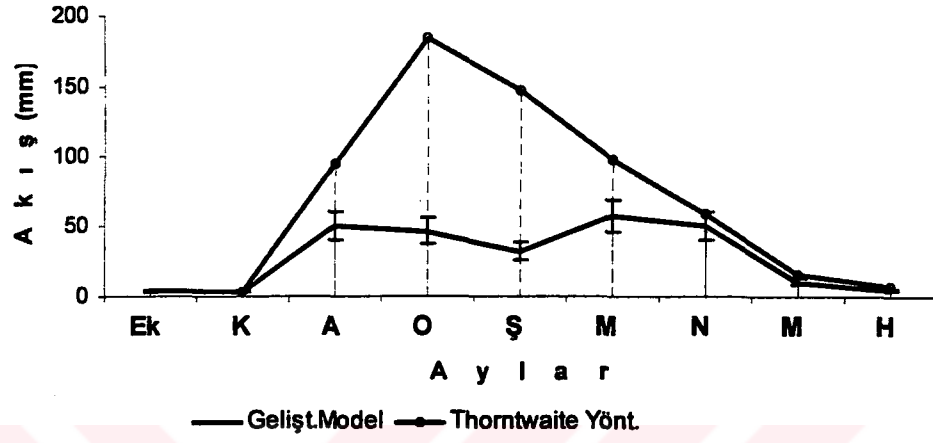
**YAĞIŞ VE THORTWAITE YÖNTEMİNE GÖRE HESAPLANAN POTANSİYEL ET
DEĞERLERİNİN YER ALDIĞI SU BİLANÇOSU GRAFİĞİ**



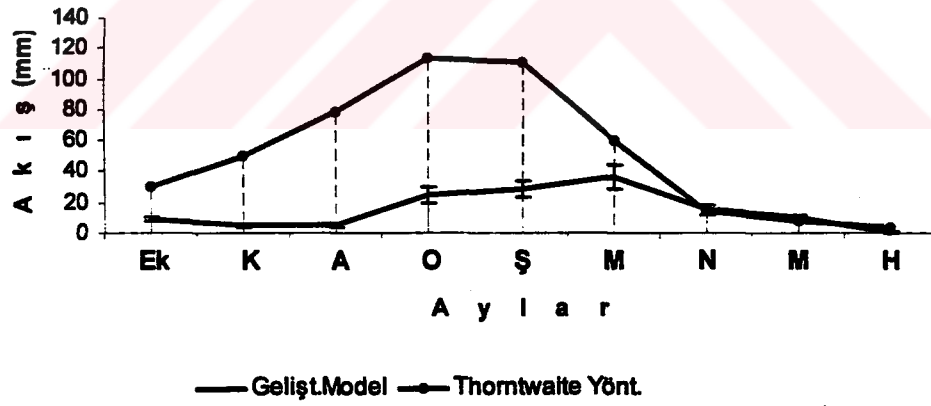
Ek Şekil – 7

**GELİŞTİRİLEN MODEL VE THORNTWAİTE YÖNTEMİNE GÖRE TAHMİN EDİLEN AYLIK
AKIMLARA AİT HİDROGRAFLAR**

1999-00 Su yılı hidrografları



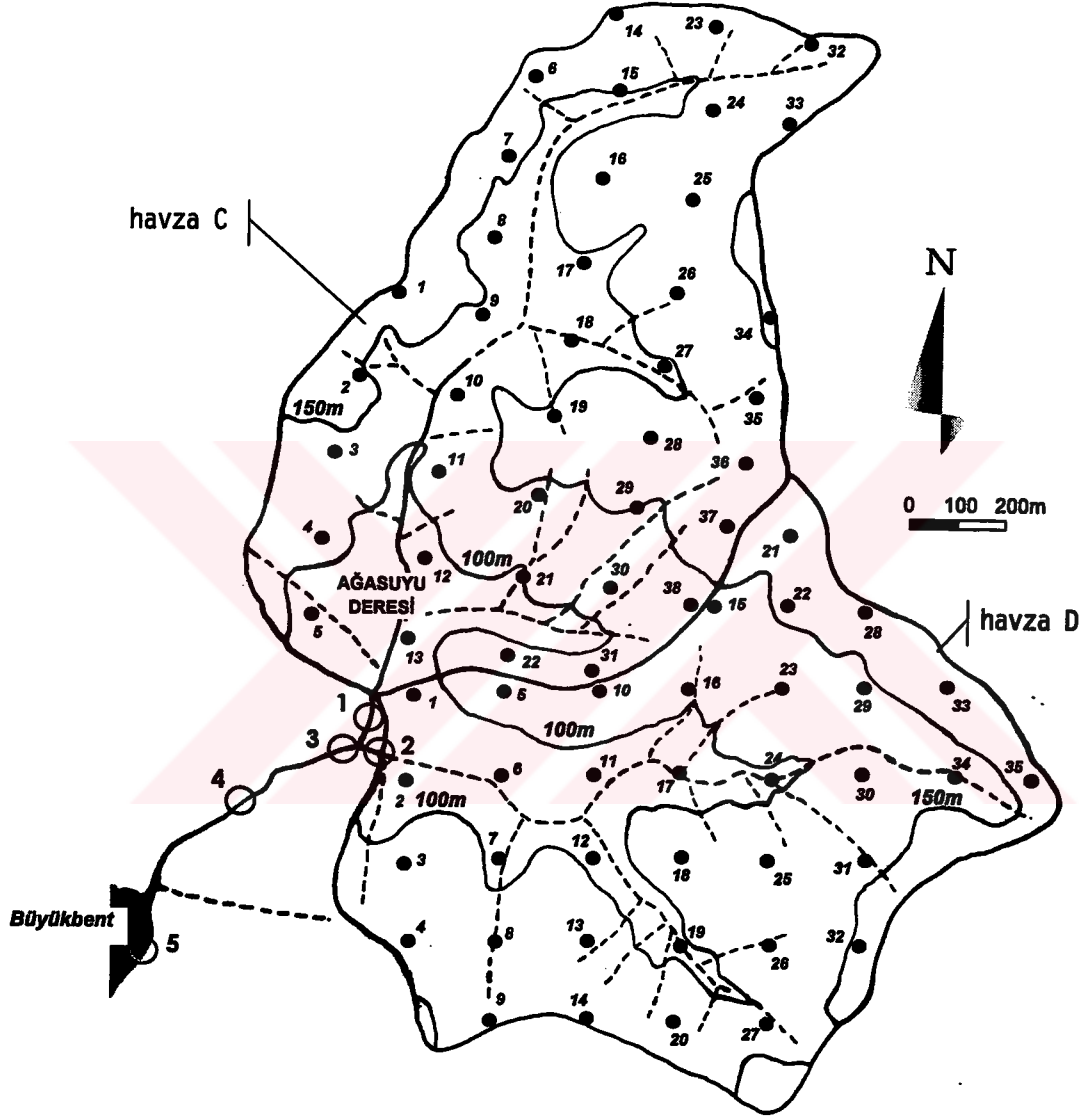
2000-01 Su yılı hidrografları



Geliştirilen modelle tahmin edilen aylık akımların %20 alt ve üst sınırları da yatay çizgilerle gösterilmiştir.

Ek Şekil – 8

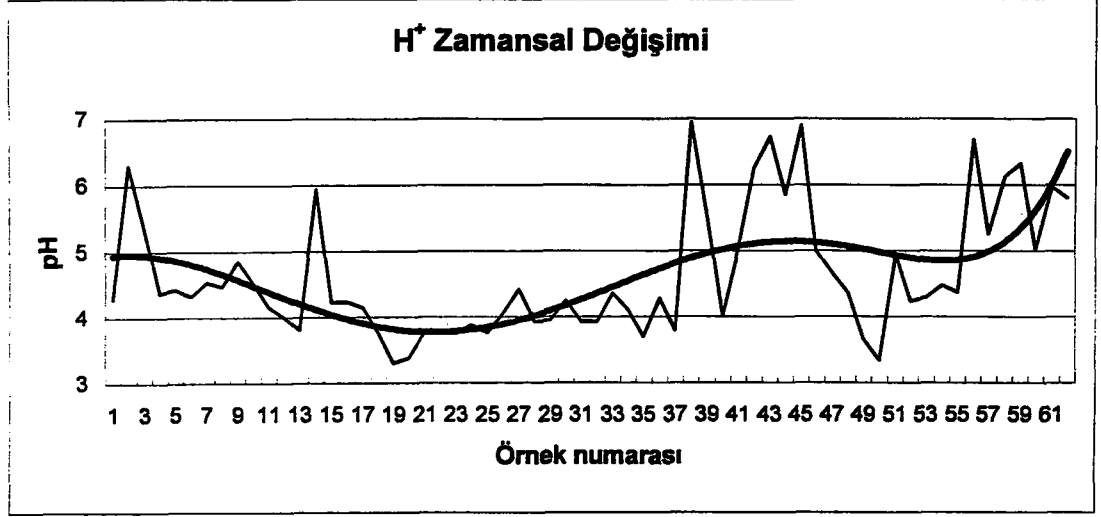
HER İKİ HAVZADA TOPRAK VE SU ÖRNEKLEMESİ YAPILAN NOKTALAR



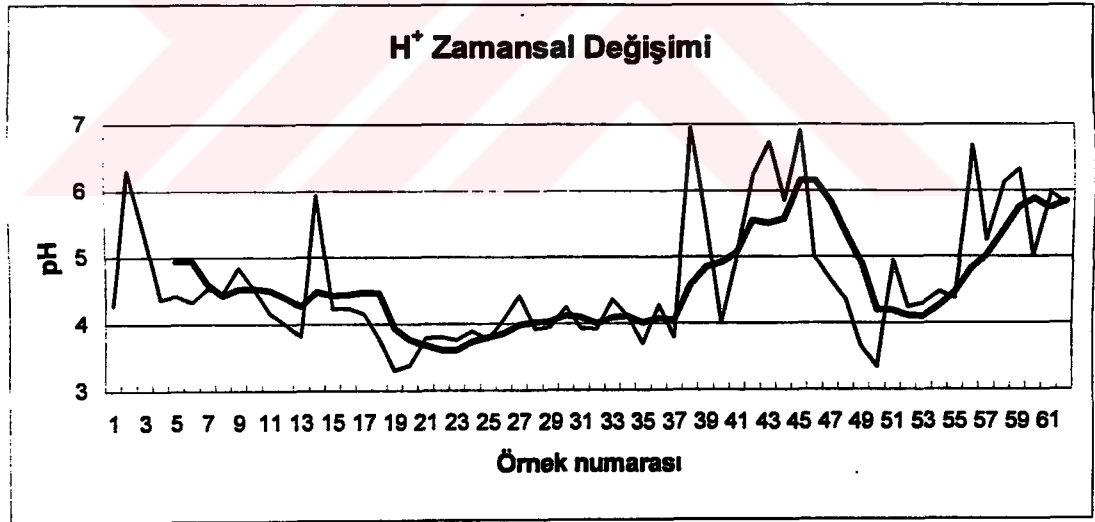
İç boş daireler su, dolu daireler toprak örnekleme noktalarıdır.

Ek Şekil – 9

YAĞIŞ SULARININ PH DEĞERLERİNİN GÖZLEM SÜRESİ BOYUNCA DEĞİŞİMİ



Kalın çizgi 6. dereceden bir denklemlle yönelimi göstermektedir.

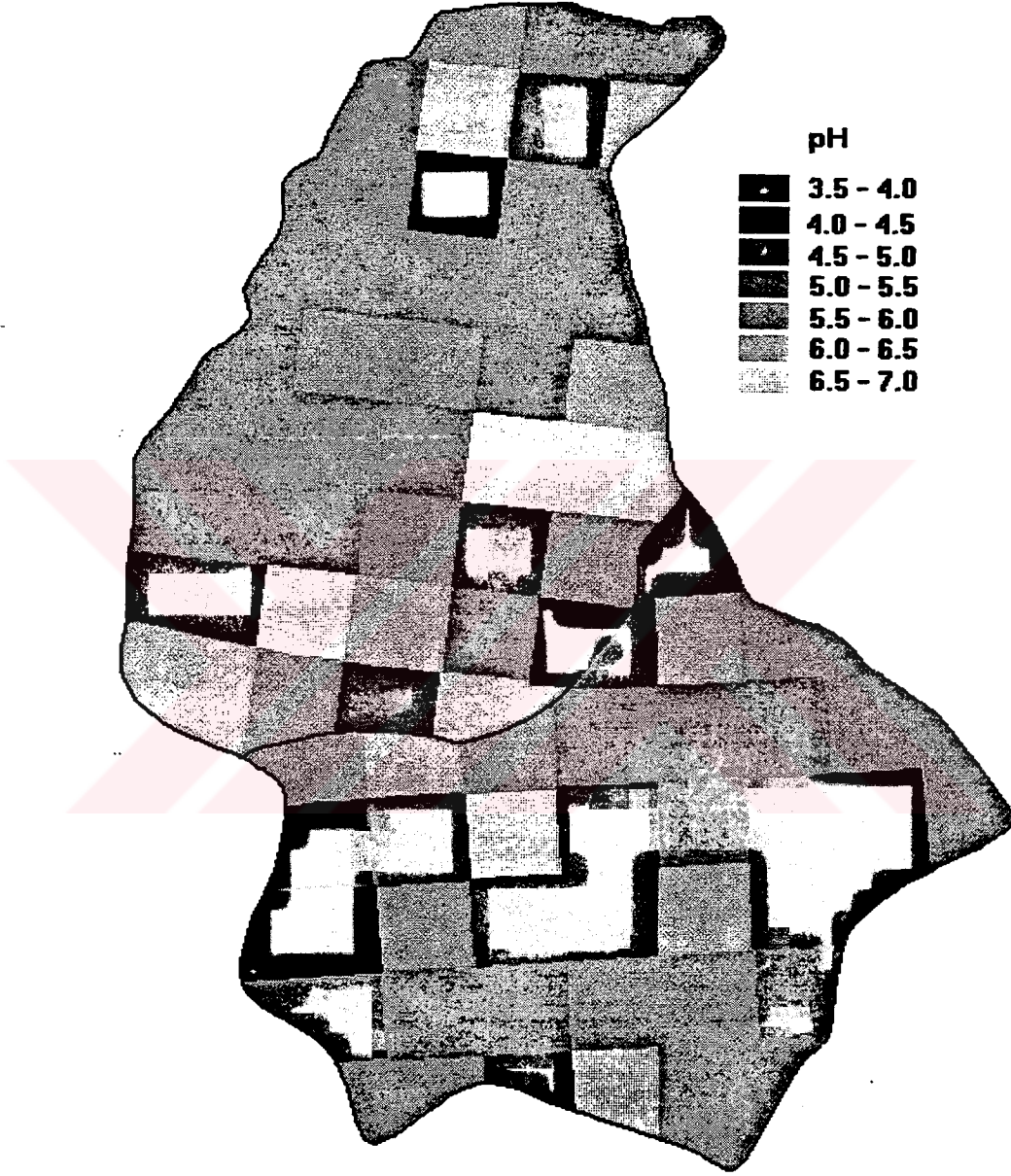


Kalın çizgi 5 değerli hareketli ortalamayı ifade etmektedir.

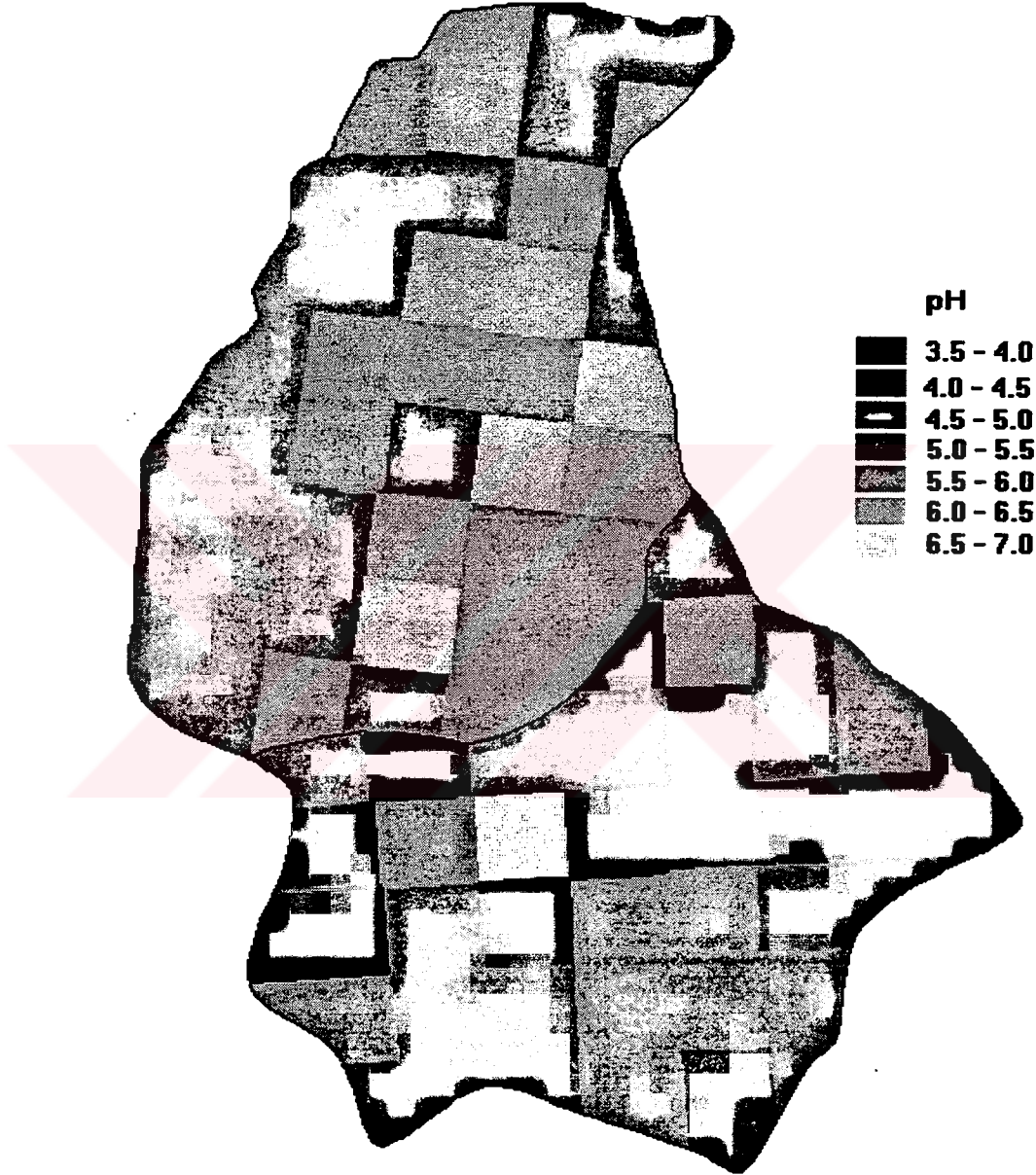
Ek Şekil – 10, 11, 12

HAVZA TOPRAKLARINDA PH DEĞERLERİNİN YERSEL DAĞILIMI

0 -20 cm Derinlik Kademesi



20 - 60 cm Derinlik Kademesi



60 - 90 cm Derinlik Kademesi

