



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

**ULUDAĞ KIŞ SPORLARI MERKEZİNDEKİ KAYAK PİSTLERİ
VE YANINDAKİ BOZULMAMIŞ *ABIES BORNMUELLERIANA*
ORMAN TOPLULUĞUNUN TOPRAĞINDA AZOT
DÖNÜŞÜMLERİ ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR**

Ece KONDU YAKUT

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**

BURSA, 2006

T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ULUDAĞ KIŞ SPORLARI MERKEZİNDEKİ KAYAK PİSTLERİ VE
YANINDAKİ BOZULMAMIŞ *ABIES BORNMUELLERIANA* ORMAN
TOPLULUĞUNUN TOPRAĞINDA AZOT DÖNÜŞÜMLERİ
ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

Ece KONDU YAKUT

Bu tez 03/03/2006 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile kabul edilmiştir.

Doç.Dr. Gürcan GÜLERYÜZ Prof Dr Muhlis Özkan Yrd.Doç.Dr. Hülya ARSLAN
(Danışman) (Üye) (Üye)

Uludağ Kış Sporları Merkezindeki Kayak Pistleri ve Yanındaki
Bozulmamış *Abies bornmüelleriana* Orman Topluluğunun Toprağında
Azot Dönüşümleri Üzerinde Araştırmalar

ÖZET

Uludağ'da alpin ve subalpin kuşakta kayak pisti oluşturmak amacıyla yapılan traşlamalarla tahrip edilmiş alanların ve bozulmamış *Abies bornmüelleriana* orman topluluğunun topraklarının iki farklı katmanında (0-5 cm ve 5-15 cm) N mineralizasyonu standart inkübasyon yöntemi kullanılarak laboratuvar koşullarında (%60 MSK ve 20 °C) araştırıldı. Bazı toprak özellikleri [toplam azot (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), organik madde (% ve kg/ha), C/N oranı, pH ve maksimum su tutma kapasitesi] ve bunlara bağlı olarak azotun mineralleşme oranlarına göre örneklik alanlar karşılaştırıldı. Tüm özellikler açısından doğal, bozulmuş ve bozulmayı takiben doğal süreçlerle tekrar bitki örtüsünün oluştuğu alanlar arasındaki fark bir yönlü varyans analiziyle anlamlı bulundu ($P<0.05$). Özellikle şiddetli bozulmanın meydana geldiği kayak pistinde araştırılan özellikler bakımından önemli değişimler meydana geldiği saptandı. Toprağın 0-5 cm katmanına göre toprak ortam etmenleri ile 63 günlük net toplam mineral azot verimi değerleri arasındaki korelasyon anlamlı bulundu ($P<0.05$). Çalışmamızın sonuçları insan etkenliğiyle meydana gelen bozulmadan dolayı azot mineralizasyonunun olumsuz yönde etkilendiğini ancak bozulmuş alanlara yerleşen türlerin alanın dengeli şekilde tamirini sağladığını ve buna bağlı olarak bozulmadan sonra doğal süreçle tamir olan pistlerde mineralleşmenin arttığını ortaya koymaktadır.

Anahtar Kelimeler: kayak pisti, alpin ve subalpin kuşak, *Abies bornmüelleriana* orman topluluğu, alan bozulması, N mineralizasyonu, nitrifikasyon.

Investigations on nitrogen transformation from the soils of ski runs and adjacent areas of undisturbed *Abies bornmüelleriana* forest community in Uludağ Winter Sport Center

ABSTRACT

N mineralization was investigated by standard incubation method in the soils of machine graded ski runs and undisturbed adjacent *Abies bornmüelleriana* forest community from two different depths (0-5 and 5-15 cm). Soil incubation was carried out at the laboratory conditions (60 MSK and 20 °C). Sample sites were compared according to some soil characteristics [total nitrogen (% and kg/ha), organic carbon (% and kg/ha), organic matter (% and kg/ha), C/N rates, pH and Water Holding Capacity (WHC%)] and nitrogen mineralization ratios. The difference found significant among the all parameters with one way variance analysis (one way ANOVA) ($P < 0.05$). It was found that some important nutrient losses are occurred on the drastically disturbed ski run. The correlation between the values of the net nitrogen productivity for 63 days and soil characteristics according to 0-5 cm depth of soil has been found significant ($P < 0.05$). Our studies show that nitrogen mineralization was affected negatively due to the antropojenic factors which cause land disturbance; however, species, growing these disturbed lands, may supply a balanced restoration and an increased mineralization as a natural process after the land disturbance.

Key Words: ski run, alpine and subalpine belt, *Abies bornmüelleriana* forest community, land disturbance, N mineralization, nitrification.

İÇİNDEKİLER

| | SAYFA |
|---|-------|
| ÖZET | |
| ABSTRACT | |
| KISALTMALAR DİZİNİ | i |
| ŞEKİLLER DİZİNİ | ii |
| ÇİZELGELER DİZİNİ | iii |
| 1- GİRİŞ | 1 |
| 2- KAYNAK ARAŞTIRMASI | 7 |
| 3- MATERYAL VE YÖNTEM | 22 |
| 3.1. Materyal | 22 |
| 3.2. Yöntem | 22 |
| 3.2.1. Örneklik Alanların Belirlenmesi | 22 |
| 3.2.2. Toprak Örneklerinin Alınması | 25 |
| 3.2.3. Laboratuarda Örneklerin Analize Hazırlanması | 25 |
| 3.2.4. Toprak pH'sının Ölçümü | 26 |
| 3.2.5. Toprak Örneklerinin Maksimal Su Tutma Kapasitelerinin (% MSK) Belirlenmesi | 26 |
| 3.2.6. Standart İnkübasyon Denemesi | 26 |
| 3.2.7. Mineral Azot Tayini | 27 |
| 3.2.8. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması | 28 |
| 3.2.9. Toprak Örneklerinin Toplam N ve Organik C ile Organik Madde Tayini | 29 |
| 3.2.10. Bulguların Değerlendirilmesi ve Uygulanan İstatistik Yöntemler | 30 |
| 4- BULGULAR | 31 |
| 4.1. Toprak Ortam Etmenleri | 31 |
| 4.2. Mineral Azot | 36 |
| 4.3. Net Mineral Azot Verimi | 42 |
| 4.4. Bazı Toprak Ortam Etmenleri ile Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar | 54 |
| 5- TARTIŞMA | 60 |

| | |
|-----------|----|
| KAYNAKLAR | 67 |
| EKLER | 77 |
| TEŞEKKÜR | 79 |
| ÖZGEÇMİŞ | 80 |

KISALTMALAR DİZİNİ

ÖBA : Önemli Bitki Alanları

PE/ME: Kuraklık indeksi

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Kayak pisti I (Foto: Araş. Görv. Dr S. Kırmızı, Temmuz 2003).

Şekil 3.2. Kayak pisti II (Foto: Doç Dr G. Güteryüz, Temmuz 2003).

Şekil 3.3. Kayak pistleri II ve III (Foto: Doç Dr G. Güteryüz, Temmuz 2003).

Şekil 4.1. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodu süresince $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'unun örneklik alan toprağındaki değişimi.

Şekil 4.2. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodu süresince $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'unun örneklik alan toprağındaki değişimi.

Şekil 4.3. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Şekil 4.4. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Şekil 4.5. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Şekil 4.6. Toprağın 0-5 cm katmanında net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Şekil 4.9. Toprağın 0-5 cm katmanında net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Şekil 4.8. Toprağın 0-5 cm katmanında net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-\text{-N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Bozulmuş alanda ekosistem gelişimini kapsayan biyolojik ve fiziksel süreçler ve bu süreçlerin zaman aralıkları (Bradshaw 2000).

Çizelge 4.1. Toprağın 0-5 cm'lik katmanından alınan örneklerin bazı toprak özelliklerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Çizelge 4.2. Toprağın 5-15 cm'lik katmanından alınan örneklerin bazı toprak özelliklerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Çizelge 4.3. Toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (kg/ha) değerlerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Çizelge 4.4. Toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (kg/ha) değerlerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Çizelge 4.5. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

Çizelge 4.6. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

Çizelge 4.7. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

Çizelge 4.8. Toprağın 0-5 cm katmanında net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=18$, $\alpha;0.05$; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P> 0.05$ ilişki anlamsız).

Çizelge 4.9. Toprağın 0-5 cm net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=18$, $\alpha;0.05$; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P> 0.05$ ilişki anlamsız).

Çizelge 4.10. Toprağın 0-5 cm net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=18$, $\alpha;0.05$; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P> 0.05$ ilişki anlamsız).

1. GİRİŞ

Uludağ Milli Parkı sahip olduğu bitki çeşitliliğinden dolayı Türkiye'nin Önemli Bitki Alanları (ÖBA) arasındadır (Uludağ, ÖBA 18; Güteryüz ve ark 2005). Uludağ ülkemizde ilan edilen ilk ulusal parklardan olmasına karşın, aynı zamanda en önemli kış sporları merkezini barındırmasından dolayı kış sporları etkinliği ile tanınmakta ve ilgi çekmektedir. Uludağ Milli Parkının özellikle Oteller ve Zirve Tepe arasında yer alan bölgede (yaklaşık 1700-2300 m) insanların çeşitli etkileriyle oldukça önemli çevresel sorunlar yaşanmaktadır (Güteryüz ve ark. 1998; Arslan ve ark. 1999). Özellikle son yıllarda, bu bölgede yeni otel binalarının yapımıyla artan inşaat çalışmaları, yollar ve özellikle de makinelerle kayak pisti yapımı nedeniyle çevre sorunları göz ardı edilemeyecek kadar büyük boyutlara ulaşmıştır. Uludağ'da alpin ve subalpin kuşakta kayak pistleri oluşturmak amacıyla yapılan tıraşlamalar, bu pistlerde ekosistemin bozulmasından sorumlu en önemli etkenlerden birisidir. Uludağ'da kayak pistlerinin kurulduğu alanlarda *Abies bornmüelleriana* orman topluluğu ile *Juniperus* bodur çalı toplulukları egemendir ve bu alanların ana kayası granittir.

Alpin ekosistemleri ve kayak mesire yerleri, kayak pistlerinin genişlemesinden/büyümesinden kayak pisti alanlarının makinelerle düzleştirilmesinden ve suni kar kullanımının artışından dolayı etkilenmektedir (Wipf ve ark. 2005). Orman kuşağı üzerinde yer alan alpin bölgede makinelerle yapılan düzleştirmenin önemli erozyon olaylarına yol açacağı; bu alanlarda yeniden bitki örtüsünün yerleşmesinin çok uzun zaman alacağı hatta imkânsız olduğu bildirilmiştir (Urbanska ve Fattorini 2000). Finlandiya (Ruth-Balaganskaya ve Myllynen-Malinen 2000), İsviçre (Urbanska ve Fattorini 2000) ya da Amerika (May ve ark. 1982; Chambers ve ark. 1990; Chambers 2000) gibi gelişmiş ülkelerde her ne şekilde olursa olsun bozulmuş alanların özellikle

yerel yani bozulan alanda daha önce yayılış gösteren türler kullanılarak yeniden bitki örtüsüne kazandırılmasına çalışılmaktadır. Ekstrem iklimsel koşullarıyla dağ ekosistemlerinde, çıplak toprak erozyona karşı hassastır. Erozyonu hızla azaltmak amacıyla, destekleyici bir toprak yapısının restorasyonu, toprak biyolojik işlevleri ve orman veya yerli otsularla vejetasyonu yeniden canlandırmayı gerektirir (Munshower 1994). Vejetasyonun yeniden canlandırılmasının asıl amacı, kaynak bozulmasını en aza indirmek ve uzun dönem için fonksiyonel bir bitki-toprak sisteminin yeniden oluşturulmasını desteklemek içindir (Gros ve ark. 2004).

Alpin habitatlardaki bozulmalar ve kayak sporu ile kar örtüsü özelliklerinde meydana gelen değişimlerden dolayı türlerin kompozisyonu, dağılımı ve alpin vejetasyonun verimliliği üzerinde muhtemel etkilere sahip olan bu çevrim, ekosistem işlevi ve dengesi üzerinde olumsuz etkilere sahip olabilmektedir (Tilman 1996; Mulder ve ark. 2001). Nitekim, Avrupa alpin bölgelerindeki en önemli ekonomik faktörlerden biri olan kayak turizmi (Elsasser ve Messerli 2001), alanı halen daha artan turizmle ilgili olan inşaatlarla ve/veya kayak pistleriyle etkilemektedir (Wipf ve ark. 2005). Uludağ alpin bölgesi de benzer duruma maruz kaldığından benzer sorunlar bu bölgede de yaşanmaktadır.

Kış sporları etkinliği için makinelerle vejetasyon örtüsü kaldırılarak açılan kayak pistlerinde önemli ölçüde erozyon meydana gelmekte ve bunun sonucunda biyolojik çeşitlilik zarar görmektedir. Kayak sporu ve makinelerle hazırlanan kayak pisti vejetasyonda ve toprakta mekanik zarara neden olabilmektedir (Rixen ve ark. 2004). Mevcut olan toprak yüzeyi ve vejetasyon örtüsü taşındıktan sonra parçalanmış granit yamaçlarda vejetasyonun yeniden canlanması genellikle zordur (Claassen ve Zasoski, 1998). Granitik ana materyaller tipik olarak içsel olarak zayıf bir besin tutma kapasitesi,

düşük süzülme oranları ve kuruduğu zaman sert duruşa eğilimli bir alt tabaka yaratır. Düşük süzülme oranları, toprak üstü akışlarını ve yüzey erozyonunu arttırır. Toprak, yağıştan daha az nem tutar ve çok hızlı kurur. Bu karakterlerin hepsi kök büyümesini sınırlar ve vejetasyon büyümesini indirger (Claassen ve Zasoski 1998).

Tıraşlanan kayak pistleri ile çıplak kalan toprağın büyük oranları, şiddetli yağmur süresince özellikle erozyona ve yüzey taşınımının artışına eğilim gösterir (Löhmannsröben ve Carnusca 1987). Avrupa Alplerinde ve de dünyanın geri kalan kısmında da, kayak pistleri genellikle ağaç orman sınırının üst kısmında kurulmakta ve alpin otlak ekosistemlerindeki insan etkenliği ile bozulmaların ana nedenini oluşturmaktadır (Watson 1985).

Şiddetli toprak bozulması, birçok negatif etkilerle bitki büyümesini baştan sona azaltır; bunlardan en yaygın olanı da toprak azot seviyelerinin indirgenmesidir (Bradshaw ve Chadwick 1980; Munshower 1994). Şiddetli etkilere; vejetasyonun azalması, organik horizonun derinliğindeki indirgenme, organik madde yüzeyinin kaybı, artan toprak hacmi yoğunluğu ve azalan süzülme oranları dâhildir (Marion ve Merriam 1985; Marion ve Cole 1996; Hammit ve Cole 1998). Bu fiziksel ve kimyasal etkiler dolaylı ve dolaysız olarak toprak mikrobiyal toplulukları ve süreçlerini, besin şartlarını ve su tutma kapasitesini etkilemektedir (Lal ve Stewart 1992; Zabinski ve Gannon 1997).

Erozyon toprağın su tutma kapasitesini, besin düzeylerini, toprak organik maddesini ve toprak derinliğini, suyun alınabilirliğini azaltarak ürün verimliliğini düşürür (Pimentel ve ark. 1995). Öncelikle erozyon su ile taşınma oranını arttırır ve böylece toprağın su tutma kapasitesi ve suyun süzülmesi azalır (Troeh ve ark. 1991; Pimentel ve ark. 1995). Ayrıca organik madde, besleyici elementler dolayısıyla

biyolojik çeşitlilik erozyonla kaybedilir ve toprak derinliği de azalır (Troeh ve ark. 1991; Pimentel ve ark. 1995). Çünkü bu faktörler birbirini etkilemektedir. Bu faktörlerin birinin etkisini diğerinden ayırt etmek imkânsızdır. Örneğin toprağın organik maddesinin suyla taşınması artarsa toprağın su tutma kapasitesi de düşer. Bu da besleyici elementlerin seviyesini düşürür ve topraktaki doğal biyota ve biyomas ve bütün ekosistemin biyolojik çeşitliliği değişir.

Bozulmuş alanlardaki özelleşmiş bitki örtüsünün geri gelmesini sağlamak için, ana materyalin fiziksel ve kimyasal özelliklerini ortaya koyan araştırmalara gereksinim duyulmaktadır (Hobbs ve Norton 1996). Bozulmuş ve/veya tamir edilen ekosistemlerde özellikle toprak organik materyaldeki mikrobiyal biyomasın ve azot dönüşümünün rolü önemli olabilmektedir (Holmes ve Zak 1999). Bir ekosistemdeki azotun mineralleşme oranı sistemin verimliliğini belirlemede önemli olmaktadır. Toprak azot mineralleşme oranları alan verimliliği ve orman gelişimi ile genellikle ilişkili olan azot alınabilirliğinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır (Keeney 1980; Knoepp ve ark. 2000).

Organik maddenin parçalanması sırasında, parçalanmada iş gören bakteriler bu süreçte enerji sağlarken, bunun sonucunda mineral azot ve diğer temel besinler serbest kalır. Bu besinler bakteriler tarafından da kullanılır (Freckman 1988). Buna göre, organik bileşiklerin mineralizasyonu ile oluşan mineral azot, hem yüksek bitkiler hem de mikroorganizmalar tarafından kullanılmaktadır. Yüksek bitkiler, mikrobiyal gereksinimlerden arta kalan mineral azotu kullanırlar. Bu nedenle, toplam mineral azot üretimi için “Bürüt Mineralizasyon”, mikrobiyal ihtiyaçların dışında kalan üretim için ise “Net Mineralizasyon” kavramları öngörülmektedir (Zöttl 1958; Runge 1983).

Azot alınabilirliği azaldığında, azalan bitki büyümesi alan üzerindeki bitki örtüsünün üretimini düşürür, toprağı yüzey erozyonunun artışına karşı korumasız bırakır. Toprak yüzeyinde besince zengin bitki döküntüsünün azalan girişı, ayrıca toprak azot havzaları ve bitkilerden toprak ayrıştırıcıları arasındaki azot döngülerindeki büyük bir bağı engeller (Claassen ve Hogan 2002).

Orman ekosistemlerindeki ağaç türleri ürettikleri biyomas ile toprak organik maddesinin birikimini ve kimyasını etkileyerek azot mineralleşme oranları üzerinde etkili olmaktadır (Van Cleeve ve ark. 1983; Nadelhoffer ve ark. 1983; Scott ve Binkley 1997; Lovett ve ark. 2004). Orman toprakları genellikle orman gelişimini ve verimliliğini sınırlandıran toprak azotunun yetersiz düzeylerini içermektedir (Knoepp ve Swank 1998). Yaşlı ormanlardaki en büyük azot kaynağı genellikle toprak organik maddesidir (Nadelhoffer ve ark. 1999a, 1999b). İğne yapraklı ormanların toprağında pH'ın düşük olmasından dolayı özellikle nitrifikasyon oranı ya çok düşük ya da nitrat üretimi gerçekleşmemektedir. Bu nedenle orman topraklarında biyolojik olarak alınabilir azotun en büyük kaynağını organik maddenin parçalanmasıyla serbest kalan amonyum oluşturmaktadır (Vitousek ve Matson 1985).

Toprakta azot mineralleşmesinin belirlenmesi genellikle alan verimliliği ve orman gelişimi ile ilişkili olan azot alınabilirliğinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır (Keeney 1980). Toprakta azot mineralleşme oranları alan ya da kontrollü laboratuvar koşullarında belirlenmektedir (Knoepp ve ark. 2000).

Kayak pisti yapımı, yerli otlakların daimi bitki örtüsünü ve toprak yüzeyini yerinden oynatır, taşları parçalar ve topografi tekrar şekillendirilen yüksek arazi ve engebelerden geriye kalan fazla materyallerle yerle bir edilir. Bu, özellikle toprak fiziko-kimyasal özelliklerinin ve vejetasyon dinamiklerinin göz önünde tutulmasıyla

ekosistem işlevinin şiddetli bozulmasıyla sonuçlanır (Gros ve ark. 2004). Kayak pisti yapımından dolayı toprak besin durumunda, bitki türlerinin kompozisyonunda ve kolonizasyonunda ve de bitki biyomasında meydana gelen değişimler birçok çalışmada ortaya konmuştur (Urbanska 1995; Titus ve Tsuyuzaki 1999; Ruth-Balagoskaya ve Myllynen-Malinen 2000).

Uludağ kış sporları merkezinde açılan kayak pistlerinin bir kısmında doğal süreçle ikincil bitki örtüsü gelişimi gerçekleşirken, daha dik olan kayak pistleri önemli ölçüde erozyona maruz kalmaktadır. Bu çalışmada, hem bitki türü çeşitliliği açısından hem de kış sporları açısından öneme sahip olan Uludağ kış sporları merkezindeki *Abies bornmüelleriana* orman topluluğu arasında oluşturulan kayak pistleri ile yakınındaki bozulmamış alanların bazı toprak özelliklerini ve laboratuvar koşullarında toprakta azot mineralleşme oranını belirleyip, bozulmanın yol açtığı etkileri ortaya koymak amaçlanmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Ülkemizin yüksek dağlarından olan Uludağ, Anadolu yarımadasının kuzeybatı kısmı ile Trakya'yı kapsayan Marmara bölgesinde bulunan en yüksek yeryüzü yükseltilerinden birini oluşturmaktadır. Oldukça yalıtılmış durumuyla Uludağ, Doğu Karadeniz'de en yüksek zirvelere ulaşan ve Türkiye-Bulgaristan sınırına kadar uzanan Karadeniz Dağlarının batı uzantısı olarak da kabul edilebilir. Dağın batı-kuzeybatı/doğu-güneydoğu doğrultusunda tek bir dağ silsilesi halindeki uzunluğu 40 km, genişliği ise 20 km kadardır, en yüksek tepesi 2543 m ile Karatepe yani Uludağ tepe'dir, diğer en yüksek tepeleri ise Zirvetepe, Kuşaklıkaya ve Şahinkaya'dır. Bunlara ilave olarak Çifte Senaber tepe, Dört Tepeler, Karataş tepe, Rasatdüzü tepe, Emirbelik tepe, Tabutkaya tepe, Sivritaş tepe, Paşaçayır tepe, Fatin tepe ve Katırdü tepe gibi önemli başka yükseltileri de bulunmaktadır. Kuzey yönünde Sarıalan, Sobran ve Kadiyayla gibi bazı yüksek düzlükler yer almaktadır. Ayrıca kuzeye bakan yamaçlarında buzullarca şekillendirilmiş oluşumlar ve ilginç görünümlü kaya kitleleri bulunmaktadır; örneğin Yıllankaya, Devetaşı, Cennetkaya ve Çobankaya gibi. Bunlara ek olarak Sarıalan, Çobankaya, Kirazlıyayla, Karabelen mevkiileri kamp ve kullanım alanı olarak ziyaretçilere hizmet vermektedir. Milli Park sınırları içinde zirveye yaklaştıkça, ortalama 2000 m'deki yüksek kesimlerde buzul taşlar ve bunların içinde bir kısmı yazın kuruyan 9 adet buzul gölü mevcuttur: En önemlileri Karagöl, Aynalıgöl, Kilimliçöl ve Buzlu göldür. Ayrıca Nilüfer Çayının kolları olan Dombay Çukuru, Softadere, Derinçay gibi dereleri bulunmaktadır. Uludağ alpin bölgesi 40° 07' kuzey enlemi ile 29° 10' doğu boylamının kesiştiği noktada yer almaktadır. Uludağ, batı ve güneyde Nilüfer çayı, kuzey ve doğuda Bursa ve İnegöl ile doğal olarak sınırlanmıştır.

Dağ çok dik, kalkerli kayalardan oluşan güney yamaçları ve granitten oluşan güneybatı kısımları ile ilginç jeomorfolojik bir yapıya sahiptir. Uludağ masifinin temel yapısı, farklı derecelerde başkalaşım geçirmiş metamorfik seriler ile bunlar içerisine sokulmuş granodiyotrik plütonlardan oluşmaktadır. Dağın 2200 m'den daha yüksek en önemli zirveleri sert billursal kireçtaşı ve daha alçak bölümleri ise gnays, granit ve şist gibi asit karakterli kayalardan oluşur. Ayrıca güneyde çok yerel olarak yüzeye çıkmış serpantin kayalara da rastlanmaktadır. Zirve Tepe'nin kuzeyinde Türkiye'nin tek volfram maden yatağı yer alır (Ketin 1983'e göre Güleryüz 1992).

Dağın iklimi, alt kesimlerden zirveye doğru aşamalı olarak değişim gösterir. Dağın Bursa'ya doğru bakan alt kesimlerindeki Akdeniz iklimi zirveye doğru yerini nemli mikrotermik iklime terk eder. Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nden sağlanan rasat cetvellerine göre (yayımlanmamış veri), en soğuk ayın sıcaklık ortalaması $-6,8^{\circ}\text{C}$, en sıcak ayın sıcaklık ortalaması ise $18,9^{\circ}\text{C}$ olan zirve bölgesinde yıllık ortalama sıcaklık $4,6^{\circ}\text{C}$; ortalama yıllık toplam yağış $1483,7\text{ mm}$ 'dir. Alpin toplulukların geniş yayılış gösterdiği zirve bölgesinde, kar yağışlı günlerin sayısı ortalama $66,7$ gün iken, karla örtülü günlerin sayısı ise ortalama $179,2$ gündür (Güleryüz 1992). Bu bölge, en düşük yağışın yaz mevsiminde yer alması, yaz yağışlarının 200 mm 'nin altında bulunması ve Emberger emsalinin $Q>98$ olması ile Çok Yağışlı Akdeniz; fakat keskin bir yaz kuraklığının bulunmayışı ile de ($PE/ME>7$) Karadeniz bölgesinin Oseyanik iklim tipine benzerlik göstermektedir. Yağış rejimi bakımından ise Kış, İlkbahar, Sonbahar, Yaz (KİSY) ile Doğu Akdeniz I. Değişkeni grubuna girmektedir (Güleryüz 1992).

Uludağ içerdiği bitki çeşitliliği, kendine özgü bitki örtüsü ve endemik türleriyle ülkemizin en önemli bitki alanları arasında yer almaktadır (Güleryüz ve ark. 2005).

Uludağ ÷lkemizde ilan edilen ilk ulusal parklardan olmasına karşın, aynı zamanda en önemli kış sporları merkezini barındırmasından dolayı kış sporları etkinliği ile tanınmakta ve ilgi çekmektedir. Uludağ Milli Parkının özellikle Oteller ve Zirve Tepe arasında yer alan bölgede (yaklaşık 1700-2300 m) insanların çeşitli etkileriyle oldukça önemli çevresel sorunlar yaşanmaktadır (Güleryüz ve ark. 1998; Arslan ve ark. 1999). Özellikle son yıllarda, bu bölgede yeni otellerin yapımıyla artan inşaat çalışmaları, yollar ve özellikle de makinelerle kayak pisti yapımı nedeniyle çevre sorunları göz ardı edilemeyecek kadar büyük boyutlara ulaşmıştır. Uludağ'da alpin ve subalpin kuşakta kayak pistleri oluşturmak amacıyla yapılan tıraşlamalar, bu pistlerde ekosistemin bozulmasından sorumlu en önemli etkenlerden birisidir. Ağır makinelerle taşlar kırılmakta, vejetasyon ve toprağın verimli üst tabakası uzaklaştırılmaktadır. Kış sporları etkinliği için makinelerle vejetasyon örtüsü kaldırılarak açılan kayak pistlerinde önemli ölçüde erozyon meydana gelmekte ve bunun sonucunda biyolojik çeşitlilik zarar görebilmektedir.

Alpin vejetasyonunun yapısı yükselti, bakı ve meyil ile etkilenmektedir. Yükseklerde ve çok sınır bölgelerdeki topluluklar yalnızca çok az sayıdaki özel türleri içerirken bazı alpin habitatlar ise türler bakımından çok sıra dışı olarak zengindir. Ayrıca, toplulukların birçoğu bodur çalılar, nemli çayır ve çim gibi fonksiyonel grupların özel oranları ile karakterizedir. Bunlara ilaveten alpin kuşakta vejetasyon mevsimi çok kısadır (Ellenberg 1988; Körner 1999; Chamber 2000).

Ellenberg (1988), alpin kuşaktaki iklim ve yerel değişimlerin başlıcalarını; vejetasyon periyodunun kısa ve daha soğuk, gece sıcaklığının düşük, iklim koşullarında ani değişim, yüzeye gelen ışık şiddetinin yüksek ve UV ışın miktarının fazla olması şeklinde özetlemiştir.

Alpin ekosistemler, alan kullanımına ve iklimdeki değişimlere karşı duyarlı ve hassastır (Chapin ve Körner 1995; Fischer ve Wipf 2002). Urbanska ve Fattorini (2000), Orman kuşağı üzerinde yer alan alpin bölgede makinelerle yapılan düzleştirmenin önemli erozyon olaylarına yol açacağını; bu alanlarda yeniden bitki örtüsünün yerleşmesinin çok uzun zaman alacağını, hatta imkânsız olduğunu bildirmişlerdir.

Su ve rüzgâr, buzul hareketleri, donmayı izleyen erimeden dolayı gevşeme, taş yığınlarının kayması ve düşen kayalar, ince toprağın suya doyduğu zaman akan çamur ve diğer erozyon süreçleriyle toprağın hareketi yüksek dağlarda devamlı ve önemli miktarda meydana gelir. Daha üst rakımlara çıkıldığında, daha çıplak kaya ve taş yığınları habitat mozaiğinin hâkimi olup, bu tür yerlerde kireçtaşı ve dolomit gibi kayalar don etkisiyle çatlamaya karşı daha duyarlıdır (Ellenberg 1988). Bu çevredeki topraklar genellikle genç, heterojen ve gelişimi zayıftır (Ellenberg 1988; Chamber 2000).

Dünyada, alpin bölgelerde insan baskısı kaynak sömürüsü, tatil yerlerinin gelişimi ve rekreasyonel faaliyetlerin bir sonucu olarak sürekli artmaktadır (Urbanska ve Fattorini 2000).

Bradshaw (2000), her ne şekilde olursa olsun ekosistemlerde bozulma meydana geldiği zaman hem bitki örtüsü hem de bitki örtüsü ile beraber toprağın ve aynı zamanda birincil kaynağının kaybolmasıyla da hayvanların cezasını çektiğini belirtmiştir. Araştırmacı toprak mineralleri gibi ana kayada bulunmayan azotun toprak organik yapısında yer aldığını ve ancak biyolojik süreçler (N fiksasyonu) ve atmosferik girişle biriktiğini, normal ılıman koşullarda bile toprakta gereksinilen azot kapitalinin yaklaşık olarak 1 000 kg N/ha⁻¹ olduğunu bildirmiştir. Araştırmacı ayrıca, bozulmuş

alanlarda ekosistem gelişiminde var olan süreçleri ve sürelerini çizelge halinde düzenlemiştir (Çizelge 1).

Çizelge 2.1. Bozulmuş alanda ekosistem gelişimini kapsayan biyolojik ve fiziksel süreçler ve bu süreçlerin zaman aralıkları (Bradshaw 2000).

| Biyolojik Süreçler | | Fiziksel Süreçler | |
|---------------------------|---|--------------------------|--|
| Süre (Yıl) | Süreç | Süre (Yıl) | Süreç |
| 1-50 | Ortama uygun bitki türünün göçü | 1-1000 | İnce materyalin kaya ufalanması veya fiziksel depolanma ile birikimi |
| 1-50 | Ortama uygun bitki türünün yerleşmesi | | |
| 1-10 | Bitkilerce alınan ince materyalin birikimi | 1-1000 | Ayrışma ile toprak minerallerinin parçalanması |
| 1-100 | Toprak minerallerinden bitkilerce besinlerin biriktirilmesi | 1-100 | Toprakta alınabilir su kapasitesinde artışlar |
| 1-100 | Biyolojik fiksasyon ve atmosferden girişle azotun birikimi | 1-1000 | Toprak minerallerinden besinlerin serbest kalması |
| 1-20 | Organik madde birikimiyle desteklenen toprak flora ve faunasının göçü | | |
| 1-20 | Bitki, mikroorganizma ve hayvan etkinliğinden dolayı toprak yapısında ve organik madde dönüşümündeki değişimler | | |
| 1-20 | Toprak yapısındaki değişimlerden dolayı toprak su tutma kapasitesindeki artışlar | | |
| 10-1000 | Organik madde birikiminden dolayı toksisitede azalma | 10-10 000 | Yüzeyden daha alt katmanlara mobil materyallerin süzülmesi |
| | | 100-10 000 | Toprak profilindeki farklı horizonların oluşumu |

Chambers ve ark. (1990), alpin ekosistemlerde bozulmanın doğal ve insan etkinliğinin her ikisiyle meydana geldiğini, ancak nasıl olursa olsun iki temel tipe ayrılabilceğini belirtmişler ve çeşitli araştırmacılara dayanarak bu tipleri açıklamışlardır. (1) toprak yüzey katmanlarının uzaklaşmasına yol açan şiddetli bozulmalar toprak kayması ve çığ veya yol yapımı ve madencilik gibi (Brown ve ark., 1978) jeomorfolojik süreçlerle meydana gelmekte ve bunun sonucunda toprak iyi gelişmemekte ve alınabilir besinler kaybedilmektedir. (2) Kriyojenik (kar ve buzun etkisi) toprak hareketinden (Johnson ve Billings 1962), küçük memelilerin açtığı oyuk ve tüneller (Thorn 1982) ve rekreasyonel etkenlikten kaynaklanan daha az şiddetteki bozulmalar da yüzey toprak katmanlarını yerinden ayırmakta, ancak böyle yerlerde topraklar çoğunlukla iyi gelişim göstermekte ve organik madde içermektedir.

Wipf ve ark. (2005)'e göre, Löhmannsröben ve Cernusca (1987) çıplak toprak yüzeyinin yüksek oranlarda olduğu düzleştirilmiş kayak pistlerinin şiddetli yağış sırasında yüzey akışını ve erozyonu artırma eğilimi gösterdiğini belirtmişlerdir.

Kayak pistleri, ağaç ve kaya gibi engelleri yerinden kaldırarak veya engebeli ya da pürüzlü toprak yüzeylerini makineyle düzleştirerek oluşturulmaktadır. Makineyle düzleştirme sırasında, toprak katmanlarının yüzeyi ve vejetasyon taşınmakta veya ağır bir şekilde hasar görmektedir (Bayfield 1996; Titus ve Tsuyuzaki 1999; Ruth-Balaganskaya ve Myllynen-Malinen 2000). Böylece bitki örtüsü yok edilen ve organik madde içeriği azaltılan toprak yağmur ve rüzgâr erozyonuna maruz kalmaktadır.

Topraktaki organik madde, toprak gruplarının oluşumunu ve toprak gözeneklerinin artmasını sağlar. Böylece toprak verimliliğini ve su filtrasyonunu kolaylaştırarak toprağın yapısını düzenlemektedir (Chaney ve Swift 1984). Bunlara ek

olarak organik madde katyon değişimine, kök gelişimine yardımcı olurken bir yandan da önemli toprak biyotasının artışı uyarmaktadır (Allison 1973). Organik madde tabakaları bir defa tükendiğinde organik madde içindeki besinlerin azalması ve toprak yapısının bozulmasından dolayı bitki verimliliği ve ürünün birlikte azalmasıyla ekosistem verimliliği düşmektedir (Pimentel ve Kounang 1998).

Troeh ve ark. (1991)'e göre, öncelikle erozyon su akışıyla taşınma oranını artırır ve böylece toprağın su tutma kapasitesi ve suyun süzülmesi azalırken, ayrıca organik madde, besin elementleri dolayısıyla biyolojik çeşitlilik erozyonla kaybedilir ve toprak derinliği de azalır.

Uludağ'da kayak pistlerinin kurulduğu alanlarda *Abies bornmuelleriana* orman topluluğu ile *Juniperus* bodur çalı toplulukları egemendir ve bu alanların ana kayası granittir. André ve Anderson (1961), kumlu yüzey alanının oranı ve bütünleştirici kil fraksiyonlarına göre sekiz jeolojik tipi karşılaştırmışlar ve granitli ana materyallerin en çok aşındırılan olduğunu saptamışlardır.

Foster ve ark. (1985)'e göre organik madde içeriği düşük, zayıf bünyeli orta ve iyi tekstürlü topraklar en kolay aşındırılan topraklardır. Tipik olarak bu topraklar düşük sızdırma oranına sahiptir. Bu nedenle suyollarına taşınan aşındırılmış toprağın suyla kaybolma/yok olma oranı yüksektir.

Üst toprağı ve bitki örtüsü kaldırıldıktan sonra ayrışmış granit ana maddeli yamaçlarda tekrar bitki örtüsünün gelişiminin zor olduğunu belirten Claassen ve Zasoski (1998), doğal olarak bitki örtülü ve çıplaklaştırılmış parçalanmış granit ana kayalı yamaçlarda bitki örtülü ve bitki örtüsünün bulunmadığı durumlar arasındaki oluşabilen farklılıkları toprak koşullarını karşılaştırarak araştırmışlardır. Bitki örtülü topraklara göre tıraşlanmış alanlardaki toprak karakteristikleri bakımından farklılığın

düşük kil, su tutma kapasitesi, toplam azot, alınabilir azot ve alınabilir fosfor bakımından olduğunu; toprak organik maddesinin de kritik bir etmen olduğunu bulmuşlardır. Bunlara bağlı olarak da çıplak ve tekrar bitki örtüsüne kazandırılan granit materyal arasındaki en önemli zıtlığı toprak organik maddesinin oluşturduğunu saptamışlardır. Araştırmacılar, ayrıca ağaç kesimi, inşaat veya madencilik ile bozulmayı takip eden aşındırılmış, parçalanmış granit materyallerin uzun yıllar boyunca kıraç ve bitki örtüsüz kalabileceğini; doğal olarak yeniden bitki örtüsüne kavuşmasında hem fiziksel hem de biyolojik değişikliklerin bu alanların yetersizliğine katkıda bulunacağına değinmişlerdir.

Wipf ve ark. (2005), İsviçre Alplerindeki kayak alanlarında kayak pistleri ve yakınlarındaki alanlarda makineyle düzleştirme ve yapay kar üretiminin vejetasyon üzerindeki etkilerini araştırmışlar; makinelerle düzleştirmenin çok şiddetli vejetasyon bozulmalarına yol açtığını, özellikle de besin ve su girişinin hassas olduğu alanlarda yaygın olarak makineyle düzleştirme ve kar üretiminden sakınılması gerektiğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar ayrıca kayak pistlerinin, yüksek oranda doğal kaynaklar açısından koruma değerine sahip olan alpin vejetasyonunun bulunduğu alanlarda oluşturulmaması gerektiğini vurgulamışlardır.

Hobbs ve Norton (1996), bozulmuş alanlar üzerinde özelleşmiş vejetasyon örtüsünün geri gelmesini sağlamak için, ana materyalin fiziksel ve kimyasal özelliklerini ortaya koyan araştırmalara gereksinim olduğunu bildirmişlerdir.

Lal ve Stewart (1992), toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki değişimlerin toprak mikrobiyal toplulukları ve bunların biyokimyasal süreçlerini, bitki besin durumunu ve su tutma kapasitesini doğrudan veya dolaylı olarak etkilediğini rapor etmişlerdir.

Şiddetli toprak bozulması, başta toprak azot seviyelerinin indirgenmesi gibi ortaya çıkan birçok negatif etkilerle bitki büyümesini tamamiyle azaltır (Bradshaw ve Chadwick 1980; Munshower 1994).

Alpin habitatlardaki bozulmalar ve kar örtüsü özelliklerindeki değişimler, türlerin kompozisyonu, ekosistem işlevi ve kararlılığı üzerinde olumsuzluğa yol açarak, alpin vejetasyonun tür kompozisyonu, çeşitliliği ve verimliliği üzerinde etkilere neden olmaktadır (Tilman 1996; Mulder ve ark. 2001).

Çeşitli araştırmacılara göre, karasal ekosistemlerin birincil üretimi, tür çeşitliliği ve tür kompozisyonu azot gibi sınırlayıcı besinlere bağlı olarak etkilenmektedir (Chapin 1980; Wedin ve Tilman 1990; Olf ve ark. 1994).

Orman toprakları genellikle orman gelişimini ve verimliliğini sınırlandıran toprak azotunun yetersiz düzeylerini içermektedir (Knoepp ve Swank 1998). Yaşlı ormanlardaki en büyük azot kaynağı genellikle toprak organik maddesidir (Nadelhoffer ve ark. 1999a, 1999b). İğne yapraklı ormanların toprağında pH'ın düşük olmasından dolayı özellikle nitrifikasyon oranı ya çok düşük ya da nitrat üretimi gerçekleşmemektedir. Bu nedenle orman topraklarında biyolojik olarak alınabilir azotun en büyük kaynağını organik maddenin parçalanmasıyla serbest kalan amonyum oluşturmaktadır (Vitousek ve Matson 1985).

Toprakta organik azotun mineralleşmesi birçok ortamsal faktöre bağlı olarak gerçekleşir. Bu ortamsal faktörler arasında organik maddenin yapısı, toprağın nem içeriği ve su tutma kapasitesi, pH, sıcaklık, mikrobiyal biyomas ve diğer besin elementlerinin miktarı sayılabilir (Stanford ve Smith 1972; Singer ve Donald 1999). Doğal koşullarda bitki köklerine alınabilir inorganik azot miktarı toprağın tipi, iklim, enlem, mevsim ve mikrobiyal etkenlik gibi ortam etmenlerine bağlı olmaktadır

(Ellenberg 1977; Runge 1983). Toprakta azot mineralleşmesi ve bitkilerce alınımı ekosistem dinamiği açısından verimliliğin önemli indikatörleri olarak kabul edilmektedir (Runge 1983), ve azot mineralleşme oranları alan verimliliği ve orman gelişimi ile genellikle ilişkili olan azot alınabilirliğinin bir göstergesi olarak kullanılmaktadır (Keeney 1980; Knoepp ve ark. 2000).

Hassink (1994), döküntü kalitesindeki değişimlerin azot mineralleşmesiyle ilişkili olan toprak organik maddesinin kompozisyonunda değişimlere yol açacağını bildirmiştir.

Rasmussen ve ark. (1998), azot mineralleşmesinin toprak organik maddesinin toplam azot içeriğiyle artış gösterdiğini rapor etmişlerdir.

Azot mineralleşmesi genellikle iki adet eşzamanlı olarak gerçekleşen birbirleriyle ilişkili mikroorganizma sürecinin net toplamıdır. Kısaca bu süreçler amonifikasyon sonucu azot salımı ve azot immobilizasyonu ile tekrar mikroorganizmalarca alınımıdır. Amonifikasyonda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'u organik maddeden salınırken, nitrifikasyonda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'u, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'una dönüştürülür. İmmobilizasyon, mikroorganizmaların mineral azotu, karbonca zengin organik madde olduğunda gerçekleştirdikleri bir süreçtir. Mikroorganizmalarca serbest bırakılan mineral azotun (bürüt immobilizasyon ve mineralleşme yolu ile) bir kısmı yine kendilerince tüketilir, geri kalanı toprağa salınır (net mineral azot) ya da başka mikroorganizmalarca kullanılır, bir kısmı da topraktan süzülme yoluyla uzaklaşır (Zöttl, 1958; Runge, 1983).

Karasal ekosistemlerde azot mineralleşmesi anahtar bir süreç olarak kabul edilmektedir. Doğal çevrede azot miktarı bitki gelişimini sınırlandırdığından, azotun alınabilirliği tür rekabetini etkileyerek, sonuçta birçok alanda bitki topluluklarının

gelişimini, devamını ve azalmasını kontrol eder. Azot mineralleşmesi sıcaklık, pH, su tutma kapasitesi (MSK), toplam azot ve organik karbon içerikleri gibi toprağın fiziksel ve kimyasal koşullarınca kontrol edilen en önemli ekosistem süreçlerindedir (Ellenberg 1977; Runge, 1983). Doğal koşullarda bitki köklerinince alınabilir inorganik azot miktarı toprağın tipi, iklim, enlem, mevsim ve mikrobial etkenlik gibi ortam etmenlerine bağlı olmaktadır (Ellenberg 1977; Runge 1983).

Bozulmuş ve/veya tamir edilen ekosistemlerde özellikle topraktaki organik materyaldeki mikrobiyal biyomasın ve azot dönüşümünün rolü önemli olabilmektedir (Holmes ve Zak 1999).

Ellenberg (1977), Orta Avrupa'nın çeşitli bölgelerinde yapılan araştırmalara dayanarak, farklı birliklere ait net mineral azot verimi değerlerini karşılaştırmış ve topraklardaki organik azot bileşiklerinin mineralleşme oranlarının suya doymuş bataklıklarda sifıra yakın iken bozulmuş alan sahalarında 300 kg/ha'ya kadar çıktığını bildirmiştir.

Claassen ve Hogan (2002), Kaliforniya bölgesinin yüksek rakımında yer alan Tahoe gölü yakınındaki zayıf yapılı toprakların insana bağlı etkenler sonucu kolaylıkla bozulduğunu saptamışlardır. Buna bağlı olarak da bitki örtüsünün ve üst toprak erozyonuna ya da inşaat aktiviteleri sırasında gömülmeye maruz kalan alt toprak ve ana materyaller üzerine tekrar bitki örtüsünün gelmesinin zor olduğunu, bozulmadan sonra onlarca yıl çıplak kalabildiğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar, toprak bozulmasının çoğunlukla toprak azot kaynaklarının tükenmesine yol açtığını; bozulmadan sonra geride kalan ana materyalin bitki örtüsünün geri kazanılması için yeterli azotu sağlamaya uygun olmadığını bildirmişler. Alınabilir amonyum ve nitrat seviyeleri ile vejetasyon örtüsünün yüzdesi arasında zayıf bir ilişki bulunmasına rağmen, anaerobik

olarak mineralleşen azot ve toplam azotun vejetasyon örtü yüzdesi arasındaki ilgileşiminin güçlü olduğunu saptamışlardır.

Zavitkovski ve Newton (1968), Oregon Cascades'deki *Ceanothus velutinus* tarafından istila edilen alanlardaki topraklara azot girişini ölçmüşler ve bitki toprak sistemine azot girişinin kök yumrucuklarındaki azot bağlayıcılardan değil, ana mekanizmanın toprağa düşen döküntü olduğunu saptamışlardır.

Orman ekosistemlerindeki ağaç türleri ürettikleri biyomas ile toprak organik maddesinin birikimini ve kimyasını etkileyerek azot mineralleşme oranları üzerinde etkili olmaktadır (Van Cleeve ve ark. 1983; Nadelhoffer ve ark. 1983; Scott ve Binkley 1997; Lovett ve ark. 2004).

Alpin ya da subalpin kuşaktaki bozulmalar sadece bina ya da kayak pisti kurulması sırasında değil, aynı zamanda yaz mevsiminde yapılan kampçılık etkenliği ile de meydana gelmektedir. Zabinski ve ark. (2002), Kuzey Oregon'daki Eagle Cap Wilderness'ta (2215 ile 2300 m yükseltide) *Abies lasiocarpa*/*Pinus albicaulis* ağaç ve *Vaccinium scoparium* çalı türünün bulunduğu sığ yapılı granit ana materyalli topraklardaki kampçılık etkenliğinin toprak organik C, toplam N, potansiyel azot mineralleşmesi, NH_4 , toprak nemi, mikrobiyal biyomas ve mikrobiyal etkenlik üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Araştırmacılar, şiddetli biçimde etkilenen kamp alanları üzerindeki toprakların düşük toprak azot içeriğine ve düşük toprak mikrobiyal popülasyonuna sahip olduğunu; bozulmayla döküntü tabakasında kayıp ile toprağın fiziksel yapısında bozulmanın meydana geldiğini; yüzey aşını materyalinin, fermantasyonun ve humus katmanlarının kayıplarından dolayı su tutma kapasitesinin azalmasıyla, besin rezervlerinin indirgenmesiyle ve toprak yüzeyi buharlaşma oranlarının artmasıyla sonuçlandığını bildirmişlerdir.

Melzer ve ark. (1984), bozulmuş alan sahalarının toprağında nitratin egemen olduğunu ve bu nedenle bu tür alanlara yerleşen bitkilerin gelişimlerinde de belirleyici olduğunu bildirmişlerdir.

Vitousek ve ark. (1979), doğal alanlarda meydana gelen yıkıcı zarardan sonra, artan toprak sıcaklığı ve nemin azot mineralizasyonunu hızlandırdığını; fakat mineral azotun akarsu ya da yeraltı suyuna katılıp kaybedildiğini; bunun da bitki örtüsü tarafından alınabilecek azot miktarında azalmaya yol açtığını bildirmişlerdir.

Yerel orman, ormanın temizlenmesini takiben ekilmiş 70 yıllık çayır, çayırılık alana dikilmiş 22 yaşında çam (*Pinus radiata*) alanları şeklindeki üç farklı alan kullanımına maruz kalmış bölgelerden alınan toprak örneklerinde uzun süreli laboratuvar inkübasyonu ile toprak C ve N bütçelerini araştıran Parfitt ve ark (2003), azot mineralleşme oranının çayır>çam>orman şeklinde sıralandığını saptamışlardır. Araştırmacılar çam alanındaki mineral topraktaki bürüt azot döngüsü oranlarının daha önceki çayır alanlarca azot girişlerinin mirasını yansıtacak şekilde çayır alaninkine benzediğini; yerel ormanlardan çayır ve çam alanlarına alan kullanım değişimlerinin bürüt nitrifikasyon, net nitrifikasyon ve NO_3^- -N'unun süzülme eğiliminde artmaya sebep olduğunu bildirmişlerdir.

Smolander ve ark. (2001), Finlandiya'da *Picea abies* L. ormanlarının bulunduğu bölgede doğal ve tıraşlanarak temizlenmiş komşu alanlardaki çözünmüş organik azot ile karbonu karşılaştırmış; *Picea abies* alanında net azot mineralleşme oranının düşük ve NO_3^- oluşumunun gerçekleşmediğini, buna karşın tıraşlanmış alanda net azot mineralleşme oranının yüksek ve nitrifikasyonun önemli miktarda olduğunu bildirmişlerdir.

Goodale ve Aber (2001), Amerika Birleşik Devletleri'nin New Hampshire bölgesindeki White Mountain Ulusal ormanlarında ağaç kesimi ve yangın gibi alan kullanım geçmişinin toprak üstü biyomas, yaprak azot oranı (%), toprak C ve azot havuzları, net azot mineralizasyon ve nitrifikasyon ile NO₃ buharlaşmasına uzun vadeli (80-110 yıl) etkilerini değerlendirmişlerdir. Araştırmacılar, tür baskınlığının erken ve orta süksesyonel türlerden (*Betula papyrifera* ve *Acer rubrum*) geç süksesyonel türlere (*Fagus grandifolia* ve *Acer saccharum*) doğru değiştiğini; bozulmamış yaşlı ormanlarda, daha önce yanmış ya da ağaç kesimi yapılmış alanlara göre daha düşük organik madde içeriği ile daha düşük C/N oranının olduğunu saptamışlar. Yaşlı orman alanlarında nitrifikasyon oranları yanmış ve ağaç kesimi yapılmışların yaklaşık iki katı olduğunu, tüm örneklik alanlarda orman yüzeyinin C/N oranı düştükçe nitrifikasyon, ve nitrifikasyon oranlarına bağlı olarak akarsulardaki nitrat konsantrasyonlarının arttığı belirtilmiştir.

Gros ve ark. (2004), kayak pisti kurulmasını takiben alpin otlak alanlara restorasyon uygulaması sonunda toprak kimyasal fiziksel özellikleri ve mikrobiyal aktivite arasındaki ilişkileri araştırmışlar ve kayak pistinin kurulmasından sonra yerleşen otsu örtünün toprak erozyonunu sınırlamada ve başlangıçta ekosistem işlevini tamir etmede temel oluşturduğunu belirlemişlerdir.

Bieber ve ark. (1998), Amerika'nın Colorado Front Range bölgesindeki alpin yamaçlardaki bitki örtüsünün örtülülük derecesindeki değişime bağlı olarak azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarını araştırmışlar. Çalışma sonunda, her iki sürecin gerçekleşme oranlarının bitki örtüsüne bağlı olduğunu, % 80'den daha fazla bitki örtüsüne sahip alanlarda %20'den daha düşük örtülülüğe sahip alanlara oranla daha yüksek mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının meydana geldiğini

saptamışlardır. Araştırmacılar ayrıca, mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının 100 m'lik rakımsal değişime bağlı olarak, artan rakımla ters şekilde değiştiğini de bildirmişlerdir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

Uludağ'ın alpin zonundaki Fatin tepede bulunan bozulmaya uğramış 3 kayak pistinin iç kısımlarındaki alanlardan ve bu pistlerin dış kısımlarında kalan doğal olarak bulunan *Abies nordmanniana* subsp. *bornmuelleriana* (Uludağ Göknaarı) orman topluluklarının bulunduğu 1900-2000 m yükseltideki pistlerden ve ormanlık alanlardan 0-5 ve 5-15 cm'lik toprak katmanından alınan 3'er tekrarlı toprak örnekleri araştırma materyalini oluşturmaktadır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Örneklik Alanların Belirlenmesi

Uludağ Kış Sporları ve Turizm merkezinin yer aldığı alpin kuşakta bulunan 3 farklı yerinden, kayak pisti açmak amacıyla hem tıraşlamadan bozulmaya uğramış olan kayak pistlerinin iç kısımlarından ve bu alanların bozulmanın olmadığı dış kısımlarındaki *Abies nordmanniana* ssp. *bornmuelleriana* (Uludağ Göknaarı) orman topluluklarının bulunduğu kısımlarında 3 örneklik alan (I. Pist, II. Pist ve III. Pist olmak üzere) belirlenmiş ve her pistin yaklaşık aynı rakımlarından doğal örtüsü bozulmuş iç ve doğal örtüye sahip komşu dış bölgesinden 3'er tekrarlı toprak örnekleri alınmıştır. Alan belirlenmesinde kayak sporunun alanlar üzerindeki tahribatıyla bozulmuş sahalar ile hemen yanında bozulmamış durumdaki klimaks alanının olmasına dikkat edilerek seçilmiştir.

Örneklik alan olarak belirlenen kayak pistleri Fatin tepesinin kuzey ve doğu yönünde yer almaktadır. Bölgenin ana kayası granittir ve % 15-20 civarında bir eğime sahiptir. Tepenin söz konusu yönlerindeki doğal bitki örtüsünü *Abies bornmuelleriana* orman topluluğu oluşturmaktadır. Tepenin kuzey yönünde orman topluluğunun

örtülülüğü %30'lara kadar düşmekte, doğu yönünde %100'lere kadar ulaşmaktadır. Ayrıca, doğu yönünde topluluğa *Fagus orientalis* ağaç türü de eşlik ederken, kuzey yönündeki yapıda bu türe rastlanılmamaktadır ve alt örtüde *Juniperus communis* ile *Vaccinium myrtillus* bodur çalı türleri egemen duruma geçmektedir.

I. Pist, 1968 yılında Beden Terbiyesi tarafından kurulmuş ve daha sonra özel bir otel işletmesine kiralanmıştır. Pistin iç kısmı sürekli iş makineleriyle düzeltmeye ve dolayısıyla yoğun erozyona maruz kaldığından dolayı bitki örtüsü tam gelişmemiş ve bundan dolayı da en şiddetli bozulma bu pistte görülmektedir. Ayrıca pistin dış kısmındaki orman örtülülüğü yaklaşık % 40-50 civarındadır (Şekil 1).



Şekil 3.1. Kayak pisti I (Foto: Araş. Görv. Dr S. Kırmızı, Temmuz 2003)

Örtülülük oranı % 80'ler civarında olan II. Pist de 1968 yılında kurulmuş, iç kısmında ise uzun yıllardır müdahale olmadığı için *Festuca cyllenica* türünün egemen olduğu otsu örtü ile yer yer *Juniperus communis*, *Vaccinium myrtillus* ve *Genista lydia* bodur çalı türlerinin de yoğunluğunun arttığı karmaşık bir kompozisyon oluşmuştur. Dış kısmındaki orman örtülülüğü % 60-80 arasındadır (Şekil 2-3).



Şekil 3.2. Kayak pisti II (Foto: Doç Dr G. Güteryüz, Temmuz 2003).

III. Pist araştırmanın konusunu oluşturan pistler arasında en genç pist olup 1991 yılında kurulmuştur. Pistin iç kısmında ise bitki örtüsü çok zayıf gelişmiş olup, daha ziyade ruderal karakterli *Verbascum olympicum*'un egemen olduğu kompozisyonda seyrek de olsa *Carduus olympicus*, *Thymus bornmüelleri*, *Anthemis cretica*, *Urtica dioica* gibi doğal türler ile, ticari çim olan *Lolium perenne* türünün seyrek de olsa bireyleriyle örtülüdür. Pistin dış kısmındaki orman örtülülüğü, pistin üst kısımlarında özellikle % 100'e kadar ulaşmaktadır (Şekil 3).



Şekil 3.3. Kayak pistleri II ve III (Foto: Doç Dr G. Güteryüz, Temmuz 2003).

3.2.2. Toprak Örneklerinin Alınması

Toprak örnekleri her örneklik alanın 3 farklı bölgesinden alınmıştır. Araştırma alanlarından toprak örnekleri 15x15x15 cm ölçekli çelik çerçeve ile hacimsel olarak alınmıştır. Çelik kalıplar toprağa çakıldıktan sonra kalıbın içindeki pasta 0-5 ve 5-15 cm'lik 2 ayrı katmana ayrılmıştır. Her bir katman 4 mm'lik standart elekten geçirilerek hem toprağın taş ve bitki kısımlarından ayrılması sağlanmış olup hem de böylece toprak partikülleri standart hale getirilmiştir. Elelenmiş her bir toprak örneğinden yaklaşık 200-300 gr alınarak naylon torbada laboratuara getirilip, havada kurutulduktan sonra kese kağıtlarında saklanmıştır.

3.2.3. Laboratuarda Örneklerin Analize Hazırlanması

Araziden alınan 4 mm'lik standart elekten geçirilmiş her bir alana ait örnekler tartılıp toplam ağırlıkları belirlendikten sonra havada kurularak, yapılacak olan analizler için

kese kağıtlarına konularak, etiketlenip muhafaza edilmiştir. Öneklerin % MSK, pH, organik C, toplam N analizleri ve standart inkübasyon denemeleri hava kurusu topraklarda gerçekleştirilmiştir.

3.2.4. Toprak pH'sının Ölçümü

Toprakların pH tayinleri, saf su ile doymun hale getirilen çamurda (20 g toprak örneği, 50 ml saf suda eritilerek), Elektolyte 9823[®] cam elektrodlu *Jenway Mod 3040[®]* dijital pH-metresi ile ölçülmüştür.

3.2.5. Toprak Örneklarinin Maksimal Su Tutma Kapasitelerinin (% MSK) Belirlenmesi

Sızıntı suyu süzüldükten sonra, toprakta kalan su miktarına o toprağın su tutma kapasitesi denilmektedir. Toprak örneklarinin % MSK analizleri, erlenlerin üzerine oturtulan hunilere filtre kağıtları yerleştirildikten sonra, hava kurusu toprak örneklere konulmuştur. Bu örnekların üzerine yavaş yavaş su dökülerek, toprak iyice suya doymun hale getirilmiştir. Bu arada fazla suyun huninin altından süzülmesi duruncaya kadar beklenmiştir. Su ile iyice doymun hale gelmiş toprak örneklere darası alınmış bir petri kabında tartılıp ağırlığı kaydedilmiştir. Daha sonra yaş örnekler 105 °C 'ye ayarlı etüvde ağırlıkları sabitleşinceye kadar, yaklaşık olarak 24 saat kurutulup kuru ağırlıklarının da belirlenmesiyle % MSK değerleri hesaplanmıştır (Öztürk ve ark. 1997).

Standart inkübasyonda kullanılacak olan hava kurusu toprak örneklarinin hesaplanan % MSK değerleri dikkate alınarak her bir örneğin % 60 MSK değerinde sulandırılması için gerekli su miktarları birim olarak hesaplanmıştır.

3.2.6. Standart İnkübasyon Denemesi

Her bir hava kurusu toprak örneğinden 150 g alınarak çift polietilen torbalara konulmuş ve üzerlerine % 60 MSK değerinde olması için gerekli miktarda distile su

ilave edilerek, örnekler 20 °C 'lik inkübatörde toplam 63 günlük inkübasyona bırakılmıştır. Zöttl (1958), pH'ı 5.8, C/N oranı 15 ve toprak sıcaklığının 20 °C olduğu şartlarda, ince yapılı humusta maksimum su tutma kapasitesinin mineralleşmesi üzerine etkisini araştırmış ve sonunda en uygun maksimum su tutma kapasitesinin (MSK) % 60 olduğu saptanmıştır.

3.2.7. Mineral Azot Tayini

Laboratuar koşullarında mineral azot verimi, polietilen torbalar içinde inkübatörde toplam 63 gün inkübasyona bırakılmış toprak örneklerinde yapılan ölçümler ile hesaplanmıştır. Başlangıç (inkübasyona bırakılmadan önce yapılan ilk ölçüm), 21. gün (inkübasyon sürecindeki ikinci ölçüm) ve 63. günde (inkübasyon sürecindeki üçüncü ölçüm) yapılan ölçümler aktüel mineral azot miktarını belirlerken; inkübasyon sonrası elde edilen değerlerden inkübasyon öncesi ölçüm anındaki mineral azot değerleri çıkarıldığında kalan fark, o inkübasyon süresi için net mineral azot verimini göstermektedir.

Toprakta mineral azot tayininde mikro-destilasyon yöntemi (Bremner ve Keeney, 1965; Gerlach, 1973) kullanılmıştır. Deney iki aşamadan oluşmaktadır; ilk aşamada topraktaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarı, ikinci aşamada da $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ miktarı saptanmaktadır (Öztürk ve ark. 1997). İnkübasyona bırakılan örneklerden 40 g toprak örneği alınarak 500 ml'lik erlen-mayer içine konulmuştur. Üzerine 100 ml % 1'lik $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ çözeltisi ilave edildikten sonra düşey dönerli çalkalama cihazında 7 dakika/devir 'de 30 dakika çalkalanmıştır ve Whatman42 süzme kâğıdı ile süzülerek gerekli süzüntü elde edilmiştir. Süzüntü içine mikrobiyal faaliyeti engellemek için bir miktar thymol kristali ilave edilerek mineral azot analizi yapılıncaya kadar buzdolabında saklanmıştır. Elde edilen toprak süzüntüsünden 20 'şer ml alınarak mikro-

kjeldahl cihazının iki ağızlı balonlarına konulmuştur. Süzüntüye önce 0.2 g MgO ilave edilerek ortam bazikleştirilmiştir ve balonların ağızları sıkıca kapatılmıştır. Soğutucuların altında ise içinde 200 µl karışık indikatör bulunan % 2 'lik 5 ml borik asit içeren altlıklar bulunmaktadır. Isınan mikrodestilasyon cihazından toprak süzüntülerinin üzerine su buharı gönderilerek, çözeltildeki amonyumun amonyağa dönüşmesi, bunun da soğutucudan geçerek altlıktaki borik asit tarafından yeşil renkte amonyum borat olarak tutulması sağlanmıştır. Altlıkta biriken amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek amonyum (NH₄⁺) miktarı belirlenmiştir. Sonra soğutucu altına yukarıda açıklandığı gibi aynı maddeleri içeren ikinci bir altlık yerleştirilerek ve yan kapakçıklar ile balondaki aynı çözeltiliye 0.2 g Devardas konularak bazikleşen çözeltiliye yine buhar gönderilerek bu ortamda NO₂⁻ ve NO₃⁻ şeklinde azotun amonyağa dönüşmesi sağlanmıştır ve amonyum borat olarak altlıkta birikmiştir. Bu arada menekşe renginde olan indikatör madde azot miktarına göre menekşeden yeşil renge dönüşmüştür. Altlıktaki amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H₂SO₄ geri titre edilmiştir ve titrasyon sırasında harcanan miktardan hareketle mineral azot nitrat (NO₃⁻-N) tayin edilmiştir (Gülyüz 1992; Öztürk ark. 1997).

3.2.8. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması

Ölçüm anındaki mineral azot (NH₄⁺-N ve NO₃⁻-N) tayinleri inkübasyonun Başlangıç, 21. Gün ve 63. günlerinde yapılmıştır. Net mineral azot veriminin hesaplanmasında 21 günlük net verim için: 21. günde ölçülen değerlerden başlangıçta ölçülen mineral azot değerleri çıkarılarak; 42 günlük net verim için: 63. günde ölçülen değerlerden 21. günde ölçülen mineral azot değerleri çıkarılarak; 63 günlük net verim

için: 63. günde ölçülen değerlerden başlangıçta ölçülen mineral azot değerleri çıkarılarak hesaplanan fark değerlendirilmiştir.

3.2.9. Toprak Örneklerinin Toplam N ve Organik C ile Organik Madde Tayini

Toplam azot tayini Kjeldahl yaş yakma yöntemi (Steubing, 1965) kullanılarak yapılmıştır. Bu metotta, hava kurusu toprak örneğinden 1-2 g alınarak Kjeldahl balonuna konulup, üzerine 15 ml salisilik-sülfürik asit karışımı, 2 g sodyumtiyosülfat, 0.5 g selen metal karışımı ilave edilmiştir. Toprak örnekleri beyazlayıncaya kadar yakma yapılmıştır ve daha sonra soğuyan balonların içeriği saf suyla seyreltilerek filtre kağıdından süzülüp, hacmi saf suyla 100ml'ye tamamlanmıştır. Yanmış ve 100 ml'ye tamamlanmış örnekten 50 ml alınıp distilasyon cihazının balonuna konulup, üzerine 50 ml % 33'lük NaOH ilave edilerek su buharı distilasyonu yapılmıştır. Açığa çıkan amonyak soğutucunun altına yerleştirilmiş indikatör içeren erlene borik asit tarafından amonyum borat olarak yakalanmaktadır. Biriken amonyum borat 0.1 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek, harcanan H₂SO₄ hacminden toplam azot oranı hesaplanmaktadır (Öztürk ve ark. 1997).

Organik karbon tayini yaş yakma yöntemi (Steubing, 1965) kullanılarak yapılmıştır. Bu metotta, hava kurusu toprak örneğinden 5 g alınarak 250 ml'lik bir balon jojeye konulmuştur. Üzerine 40 ml derişik H₂SO₄ ve 25 ml 2N K₂Cr₂O₇ ilave edilerek 120 °C ye ayarlı etüvde 1,5 saat ısıtılmıştır. Daha sonra soğuyan örneklere balon jojenin işaret çizgisine kadar saf su ilave edilmiştir. Bu çözeltilerden 10 ml alınıp 100 ml'lik bir erlene konulup üzerine 25 ml 0.2 N Morsches tuzu ve 2 ml (H₂SO₄ + H₃PO₄) karışımı ile 8 damla difenilamin asit damlatılmıştır. Bu karışım 0.1 N K₂Cr₂O₇ ile titre edilerek, titrasyonda sarfedilen K₂Cr₂O₇ miktarından yararlanılarak % C miktarı hesaplanmıştır.

Organik madde içerisinde de 1.724 oranında karbon bulunduğundan hesaplanan % C miktarı ile 1.724 çarpılarak % Organik Madde miktarına da ulaşılmaktadır (Öztürk ve ark. 1997).

3.2.10. Bulguların Değerlendirilmesi ve Uygulanan İstatistiksel Yöntemler

Mineral azot ($\text{mg N}_{\text{min}}/100 \text{ g}$ kuru toprak), organik % C ve toplam % N verileri 15x15x15 cm ölçekli çelik çerçevelerin içerdiği kuru toprak ağırlıkları kullanılarak kg/ha birimine dönüştürülmüştür. Toplam azot (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, organik Madde (% ve kg/ha), pH ve % Maksimum Su Tutma Kapasitesi (MSK), üç farklı zamanda tayin edilen ölçüm anındaki mineral azot ve üç farklı periyod için hesaplanan Net Mineral Azotun ortalama değerlerine göre örneklik alanlar arasındaki fark bir yönlü varyans analiziyle test edilmiştir. Ayrıca toprak özellikleri ile 63 günlük mineral azot birikim oranları arasında linear regresyon eşitlikleri ($y=a+bx$) çıkarılmış ve ilişkinin anlamlılık düzeyleri test edilmiştir. Tüm testler $\alpha;0.05$ anlamlılık düzeyinde Statistica Ver 5.0 paket programıyla bilgisayar ortamında gerçekleştirilmiştir.

4. BULGULAR

4.1. Toprak Ortam Etmenleri

Toprak ortam etmenleri örneklik alan olarak çalışılan üç farklı kayak pistinin bozulmaya uğramış iç kısımları ile doğal yapısını kısmen de olsa korumakta olan *Abies bornmüelleriana* orman topluluğunun bulunduğu dış kısımlarına göre değerlendirilmiştir.

Araştırmanın yürütüldüğü örneklik alanlarda bulunan toprak ortam etmenlerinin sonuçları 0-5 cm katmanı için Çizelge 4.1'de, 5-15 cm katmanı için Çizelge 4.2'de ortalama değerleri ile standart sapmaları ve oluşturulan fark grupları belirtilerek verilmiştir. Her iki katmanda, bir yönlü varyans analiz testine göre toprak ortam etmenleri bakımından [toplam N (% ve kg/ha), organik C (% ve kg/ha), C/N oranı, organik madde (% ve kg/ha), maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) ve pH] örneklik alanlar arasındaki fark ($P < 0.05$) anlamlı bulunmuş, ve Tukey HSD testine göre alanlar arasında fark grupları oluşmuştur.

Toprağın 0-5 cm katmanında ortalama % N bakımından II-İç (% 0.30 ± 0.09) ile III-Dış (% 0.30 ± 0.02) en yüksek, I-İç (% 0.05 ± 0.02) en düşük fark grubunda, II-Dış (% 0.22 ± 0.04), I-Dış (% 0.14 ± 0.00) ile III-İç (% 0.14 ± 0.03) ise bunların arasında; ortalama kg/ha miktarına göre II-İç (715 ± 236 kg/ha), I-Dış (664 ± 32 kg/ha), III-Dış (618 ± 116 kg/ha) ile III-İç (554 ± 105 kg/ha) en yüksek, I-İç (217 ± 60 kg/ha) en düşük fark grubunda ve II-Dış (508 ± 46 kg/ha) ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.1). Toprağın 5-15 cm katmanında toplam N'un % bakımından II-İç (% 0.25 ± 0.06) en yüksek, I-İç (% 0.03 ± 0.00) en düşük fark grubunda ve III-Dış (% 0.18 ± 0.07), II-Dış (% 0.17 ± 0.05), I-Dış (% 0.14 ± 0.00) ile III-İç (% 0.10 ± 0.01) diğer ikisi arasında; kg/ha bakımından II-İç (1499 ± 151 kg/ha), III-Dış (1425 ± 364 kg/ha), II-Dış ($1351 \pm$

523 kg/ha), I-Dış (1250 ± 265 kg/ha) ile III-İç (1032 ± 83 kg/ha) en yüksek, I-İç (231 ± 36 kg/ha) ise en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.2).

Organik karbon toprağın 0-5 cm katmanında % değerine göre III-Dış (% 8.61 ± 0.57) ile II-İç (% 7.93 ± 0.31) en yüksek, I-İç (% 0.40 ± 0.11) en düşük fark grubunu oluştururken, II-Dış (% 4.72 ± 1.63), III-İç (% 4.08 ± 0.79) ve I-Dış (% 2.37 ± 0.14), iki fark grubu arasında; kg/ha değerine göre de II-İç (18821 ± 2785 kg/ha), III-Dış (17819 ± 4434 kg/ha), III-İç (16290 ± 3142 kg/ha), I-Dış (11205 ± 836 kg/ha) ile II-Dış (11130 ± 3629 kg/ha) en yüksek, I-İç (1693 ± 327 kg/ha) ise en düşük fark grubunda olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.1). Toprağın 5-15 cm katmanında organik karbon, % değerine göre II-İç (% 8.24 ± 1.51) en yüksek, I-İç (% 0.87 ± 0.12) en düşük fark grubunda ve III-Dış (% 5.54 ± 0.46), III-İç (% 4.57 ± 0.79), II-Dış (% 3.40 ± 1.78) ile I-Dış (% 2.45 ± 0.35) ikisi arasında; kg/ha değerine göre de II-İç (50165 ± 4383 kg/ha) ile III-İç (46049 ± 10848 kg/ha) en yüksek, I-Dış (22961 ± 4134 kg/ha) ile I-İç (6783^{bc} ± 824) en düşük fark grubunda, III-Dış (44237 ± 5520 kg/ha) ile II-Dış (25708 ± 10582 kg/ha) bu ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.2).

C/N oranı toprağın 0-5 cm katmanında, III-İç (30 ± 8), III-Dış (29 ± 3) ile II-İç (28 ± 10) en yüksek, I-İç (8 ± 1) en düşük fark grubunda ve II-Dış (22 ± 8) ile I-Dış (17 ± 1) ise bu grupların arasında bulunurken (Çizelge 4.1); toprağın 5-15 cm katmanında III-İç (45 ± 11) en yüksek, II-Dış (20 ± 9) ile I-Dış (19 ± 7) en düşük fark grubunda ve II-İç (34 ± 6), III-Dış (33 ± 10) ile I-İç (30 ± 5) ise bu grupların arasında olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.2).

Organik madde, toprağın 0-5 cm katmanında % bakımından III-Dış (% 14.8 ± 0.99) ile II-İç (% 13.67 ± 0.53) en yüksek, I-İç (% 0.70 ± 0.18) en düşük fark grubunda, II-Dış (% 8.13 ± 2.80), III-İç (% 7.03 ± 1.36) ile I-Dış (% 4.08 ± 0.24) ise ikisi arasında;

kg/ha bakımından II-İç (32447 ± 4801 kg/ha), III-Dış (30720 ± 7644 kg/ha), III-İç (28085 ± 5417 kg/ha), I-Dış (19317 ± 1443 kg/ha) ile II-Dış (19188 ± 6256 kg/ha) en yüksek, I-İç (2918 ± 564 kg/ha) ise en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.1). Toprağın 5-15 cm katmanında organik madde, % bakımından II-İç (% 14.21 ± 2.61) en yüksek, I-İç (% 1.49 ± 0.21) en düşük fark grubunda, III-Dış (% 9.56 ± 0.79), III-İç (% 7.87 ± 1.36), II-Dış (% 5.86 ± 3.06) ile I-Dış (% 4.23 ± 0.60) ise diğer ikisi arasında; kg/ha bakımından II-İç (86484 ± 7555 kg/ha) ile III-İç (79388 ± 18699 kg/ha) en yüksek, I-Dış (39582 ± 7128 kg/ha) ile I-İç (11695 ± 1419 kg/ha) en düşük fark grubunda ve III-Dış (76268 ± 9517 kg/ha) ile II-Dış (44318 ± 18246 kg/ha) ise bu ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.2).

Maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) toprağın 0-5 cm katmanı için II-İç (% 80 ± 3) ile III-Dış (% 75 ± 14) en yüksek, I-İç (% 41 ± 8) en düşük fark grubunda, II-Dış (% 64 ± 7), I-Dış (% 50 ± 5) ile III-İç (% 48 ± 1) ise ikisi arasında olduğu hesaplanmıştır (Çizelge 4.1). Toprağın 5-15 cm katmanı için % MSK değerlerine göre II-İç (% 73 ± 7), III-Dış (% 67 ± 2) ile II-Dış (% 64 ± 1) için en yüksek, I-Dış (% 51 ± 4), III-İç (% 46 ± 1) ile I-İç (% 41 ± 6) için en düşük fark grubunda olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.2).

Toprak pH değerleri için 0-5 cm katmanda, I-İç (6.7 ± 0.3) en yüksek, II-İç (5.8 ± 0.7), III-İç (5.7 ± 0.1), I-Dış (5.4 ± 0.2), III-Dış (5.1 ± 0.2) ile II-Dış (5.1 ± 0.1) ise en düşük fark grubunda yer alırken (Çizelge 4.1); 5-15 cm katmanda ise I-İç (6.8 ± 0.5) en yüksek, I-Dış (5.2 ± 0.1), II-Dış (4.9 ± 0.1) ile III-Dış (4.7 ± 0.4) en düşük fark grubunda ve II-İç (5.7 ± 0.9) ile III-İç (5.6 ± 0.1) ise ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.1. Toprağın 0-5 cm'lik katmanından alınan örneklerin bazı toprak özelliklerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

| Toprak Özellikleri | Örneklik Alanlar | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|--------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|--------|
| | I-İç | | I-Dış | | II-İç | | II-Dış | | III-İç | | III-Dış | |
| N %* | 0.05 ^{cb} | ± 0.02 | 0.14 ^b | ± 0.00 | 0.30 ^a | ± 0.09 | 0.22 ^{ab} | ± 0.04 | 0.14 ^b | ± 0.03 | 0.30 ^a | ± 0.02 |
| kg/ha* | 217 ^b | ± 60 | 664 ^a | ± 32 | 715 ^a | ± 236 | 508 ^{ab} | ± 46 | 554 ^a | ± 105 | 618 ^a | ± 116 |
| C %* | 0.40 ^{cd} | ± 0.11 | 2.37 ^c | ± 0.14 | 7.93 ^a | ± 0.31 | 4.72 ^b | ± 1.63 | 4.08 ^{bc} | ± 0.79 | 8.61 ^a | ± 0.57 |
| kg/ha* | 1693 ^b | ± 327 | 11205 ^a | ± 836 | 18821 ^a | ± 2785 | 11130 ^a | ± 3629 | 16290 ^a | ± 3142 | 17819 ^a | ± 4434 |
| C/N Oranı* | 8 ^b | ± 1 | 17 ^{ab} | ± 1 | 28 ^a | ± 10 | 22 ^{ab} | ± 8 | 30 ^a | ± 8 | 29 ^a | ± 3 |
| OM %* | 0.70 ^{cd} | ± 0.18 | 4.08 ^c | ± 0.24 | 13.67 ^a | ± 0.53 | 8.13 ^b | ± 2.80 | 7.03 ^{bc} | ± 1.36 | 14.8 ^a | ± 0.99 |
| kg/ha* | 2918 ^b | ± 564 | 19317 ^a | ± 1443 | 32447 ^a | ± 4801 | 19188 ^a | ± 6256 | 28085 ^a | ± 5417 | 30720 ^a | ± 7644 |
| MSK %* | 41 ^{bc} | ± 8 | 50 ^b | ± 5 | 80 ^a | ± 3 | 64 ^{ab} | ± 7 | 48 ^b | ± 1 | 75 ^a | ± 14 |
| pH (H₂O)* | 6.7 ^a | ± 0.3 | 5.4 ^b | ± 0.2 | 5.8 ^b | ± 0.7 | 5.1 ^b | ± 0.1 | 5.7 ^b | ± 0.1 | 5.1 ^b | ± 0.2 |

* P<0.05

Çizelge 4.2. Toprağın 5-15 cm'lik katmanından alınan örneklerin bazı toprak özelliklerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

| Toprak Özellikleri | Örneklik Alanlar | | | | | | | | | | | |
|------------------------|---------------------|--------|---------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|---------|--------------------|---------|---------------------|--------|
| | I-İç | | I-Dış | | II-İç | | II-Dış | | III-İç | | III-Dış | |
| N %* | 0.03 ^{cb} | ± 0.00 | 0.14 ^{abc} | ± 0.00 | 0.25 ^a | ± 0.06 | 0.17 ^{ab} | ± 0.05 | 0.10 ^b | ± 0.01 | 0.18 ^{ab} | ± 0.07 |
| kg/ha* | 231 ^b | ± 36 | 1250 ^a | ± 265 | 1499 ^a | ± 151 | 1351 ^a | ± 523 | 1032 ^a | ± 83 | 1425 ^a | ± 364 |
| C %* | 0.87 ^c | ± 0.12 | 2.45 ^{bc} | ± 0.35 | 8.24 ^a | ± 1.51 | 3.40 ^{bc} | ± 1.78 | 4.57 ^b | ± 0.79 | 5.54 ^{ab} | ± 0.46 |
| kg/ha* | 6783 ^{bc} | ± 824 | 22961 ^{bc} | ± 4134 | 50165 ^a | ± 4383 | 25708 ^b | ± 10582 | 46049 ^a | ± 10848 | 44237 ^{ab} | ± 5520 |
| C/N Oranı* | 30 ^{ab} | ± 5 | 19 ^b | ± 7 | 34 ^{ab} | ± 6 | 20 ^b | ± 9 | 45 ^a | ± 11 | 33 ^{ab} | ± 10 |
| OM %* | 1.49 ^c | ± 0.21 | 4.23 ^{bc} | ± 0.60 | 14.21 ^a | ± 2.61 | 5.86 ^{bc} | ± 3.06 | 7.87 ^b | ± 1.36 | 9.56 ^{ab} | ± 0.79 |
| kg/ha* | 11695 ^{bc} | ± 1419 | 39582 ^{bc} | ± 7128 | 86484 ^a | ± 7555 | 44318 ^b | ± 18246 | 79388 ^a | ± 18699 | 76268 ^{ab} | ± 9517 |
| MSK %* | 41 ^b | ± 6 | 51 ^b | ± 4 | 73 ^a | ± 7 | 64 ^a | ± 1 | 46 ^b | ± 1 | 67 ^a | ± 2 |
| pH (H ₂ O)* | 6.8 ^a | ± 0.5 | 5.2 ^b | ± 0.1 | 5.7 ^{ab} | ± 0.9 | 4.9 ^b | ± 0.1 | 5.6 ^{ab} | ± 0.1 | 4.7 ^b | ± 0.4 |

* $P < 0.05$

4.2. Mineral Azot

Toprağın iki farklı katmanında toplam 63 günlük inkübasyon sürecinin üç farklı anında (başlangıç, 21. ve 63. günde) tayin edilen N_{min} (ölçüm anındaki NH_4^+-N ve $NO_3^- -N$ kg/ha) değerlerine göre örneklik alanlar karşılaştırılmıştır. Her iki katman için de örneklik alanlar arasındaki fark hem NH_4^+-N hem de $NO_3^- -N$ için anlamlı bulunmuştur ($P<0.05$) ve alanlar arasında fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.3-4; Şekil 4.1-2)

İnkübasyonun başlangıcında ölçülen NH_4^+-N değerleri toprağın 0-5 cm katmanı için II-Dış (21.0 ± 5.4 kg/ha) en yüksek, II-İç (7.6 ± 1.6 kg/ha), I-İç (7.2 ± 2.1 kg/ha) ile III-İç (5.9 ± 0.2 kg/ha) en düşük fark grubunda, III-Dış (18.7 ± 10.1 kg/ha) ile I-Dış (13.6 ± 2.3 kg/ha) ise ikisi arasında; 5-15 cm katmanında ise II-Dış (35.8 ± 2.2 kg/ha) ile III-Dış (35.0 ± 7.8 kg/ha) en yüksek, III-İç (12.1 ± 1.1 kg/ha) ile I-İç (11.4 ± 1.5 kg/ha) en düşük fark grubunda, I-Dış (27.7 ± 6.9 kg/ha) ile II-İç (16.3 ± 5.8 kg/ha) de bu ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.3; Şekil 4.1). Başlangıç anında ölçülen $NO_3^- -N$ değerleri toprağın 0-5 cm katmanı için I-İç (0.9 ± 0.1 kg/ha), I-Dış (0.9 ± 0.2 kg/ha) ile III-Dış (0.9 ± 0.2 kg/ha) en yüksek, II-İç (0.4 ± 0.1 kg/ha) ile III-İç (0.4 ± 0.1 kg/ha) en düşük fark grubunda, II-Dış (0.6 ± 0.3 kg/ha) ise bu iki grubun arasında; 5-15 cm katmanı için III-Dış (4.1 ± 0.2 kg/ha) en yüksek, I-İç (2.2 ± 0.9 kg/ha) ile I-Dış (1.7 ± 0.5 kg/ha) en düşük, II-Dış (2.8 ± 0.4 kg/ha), III-İç (0.9 ± 0.7 kg/ha) ile II-İç (0.8 ± 0.2 kg/ha) ise ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.4; Şekil 4.2).

İnkübasyonun 21. günündeki NH_4^+-N değerleri için toprağın 0-5 cm katmanına bakıldığında en yüksek fark grubunda III-Dış (42.4 ± 6.4 kg/ha) ile II-Dış (35.4 ± 4.1 kg/ha), en düşük fark grubunda da II-İç (7.4 ± 0.7 kg/ha), III-İç (4.9 ± 2.0 kg/ha), I-İç (4.4 ± 1.6 kg/ha) ile I-Dış (3.2 ± 0.2 kg/ha) yer alırken; toprağın 5-15 cm katmanı için de en yüksek fark grubunda yine II-Dış (48.6 ± 7.4 kg/ha) ile III-Dış (46.0 ± 7.4 kg/ha),

en düşük fark grubunda ise bu kez sadece I-İç (7.4 ± 2.6 kg/ha) saptanmış, ve I-Dış (26.6 ± 8.4 kg/ha), II-İç (19.6 ± 5.8 kg/ha) ile III-İç (15.0 ± 2.2 kg/ha) alanları bu iki grup arasında yer almıştır (Çizelge 4.3; Şekil 4.1). Aynı periyotta NO_3^- -N değerlerine toprağın 0-5 cm katmanı için bakıldığında en yüksek fark grubunda II-İç (28.9 ± 5.4)'in, en düşük fark grubunda ise I-İç (1.7 ± 0.4 kg/ha), II-Dış (1.7 ± 0.5 kg/ha) ile III-Dış (0.6 ± 0.2 kg/ha)'ın ve bu ikisi arasında da I-Dış (15.7 ± 3.5 kg/ha) ile III-İç'in (12.3 ± 3.0 kg/ha) bulunduğu; toprağın 5-15 cm katmanı için ise en yüksek fark grubunda II-İç'in (24.5 ± 7.3 kg/ha), en düşük fark grubunda da I-Dış (9.1 ± 0.8 kg/ha), III-İç (5.6 ± 0.4 kg/ha), II-Dış (4.0 ± 0.9 kg/ha), I-İç (3.5 ± 1.1 kg/ha) ile III-Dış'ın (2.5 ± 0.9 kg/ha) bulunduğu saptanmıştır (Çizelge 4.4; Şekil 4.2).

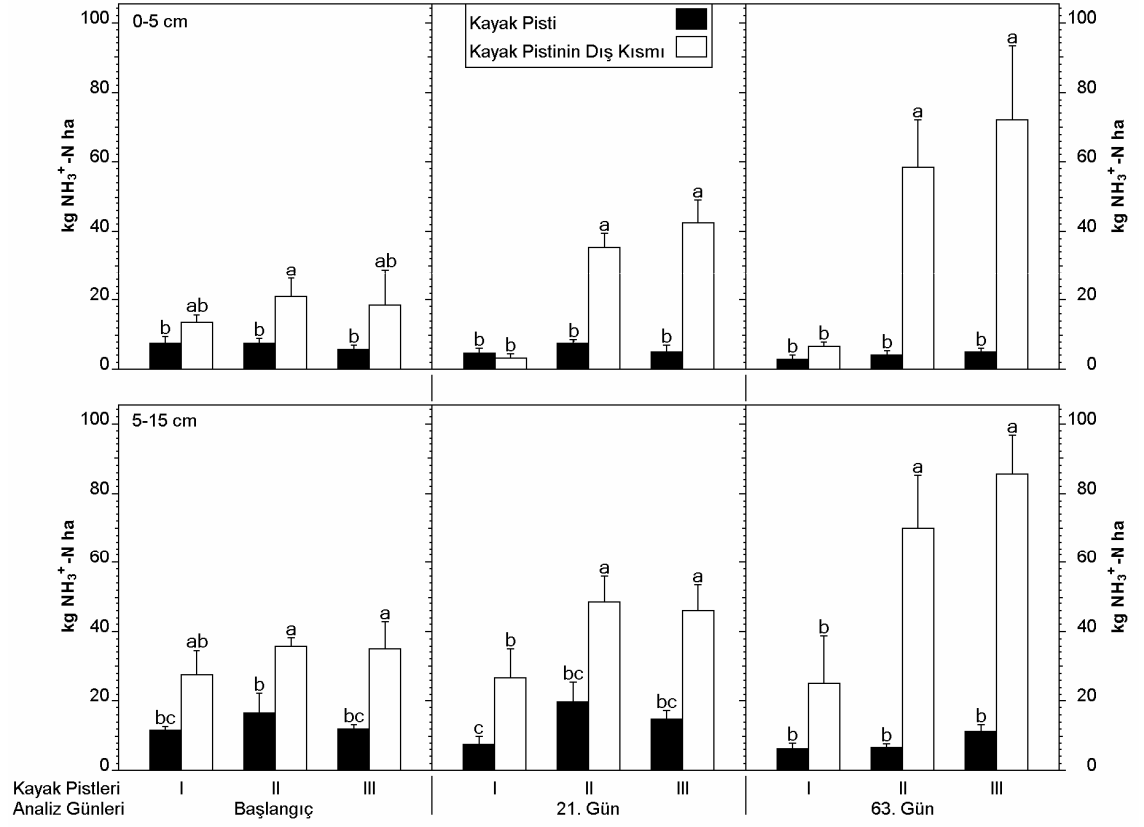
İnkübasyonun 63. günündeki sonuçlara bakıldığında ise NH_4^+ -N değerleri toprağın 0-5 cm derinliği için, III-Dış (72.2 ± 21.3 kg/ha) ile II-Dış (58.5 ± 13.5 kg/ha)'ın en yüksek, I-Dış (6.8 ± 0.4 kg/ha), III-İç (5.1 ± 0.3 kg/ha), II-İç (3.9 ± 1.2 kg/ha) ve I-İç (2.8 ± 0.4 kg/ha)'ın en düşük fark grubuna sahip olduğu; toprağın 5-15 cm derinliği için de yine aynı şekilde III-Dış (85.8 ± 11.0 kg/ha) ile II-Dış (70.1 ± 15.2 kg/ha)'ın en yüksek, I-Dış (25.1 ± 13.6 kg/ha), III-İç (11.0 ± 2.1 kg/ha), II-İç (6.4 ± 1.5 kg/ha) ve I-İç (6.2 ± 1.8 kg/ha)'ın en düşük fark grubuna sahip olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.1). NO_3^- -N değerlerine toprağın 0-5 cm derinliği için bakıldığında, II-İç (60.8 ± 19.6 kg/ha) en yüksek, I-İç (3.7 ± 1.3 kg/ha) ile III-Dış (3.0 ± 0.7 kg/ha) en düşük, I-Dış (57.4 ± 3.5 kg/ha), III-İç (41.4 ± 2.4 kg/ha) ile II-Dış (34.4 ± 4.4 kg/ha)'ın ikisi arasında olduğu; toprağın 5-15 cm derinliği için, II-İç (107.1 ± 18.7 kg/ha) en yüksek, I-İç (8.9 ± 2.8 kg/ha) ile III-Dış (5.1 ± 1.4 kg/ha) en düşük, I-Dış (80.2 ± 14.1 kg/ha), III-İç (53.6 ± 13.5 kg/ha) ile II-Dış (44.3 ± 6.4 kg/ha)'ın ikisi arasında olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.4; Şekil 4.2).

Çizelge 4.3. Toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen NH_4^+ -N (kg/ha) değerlerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

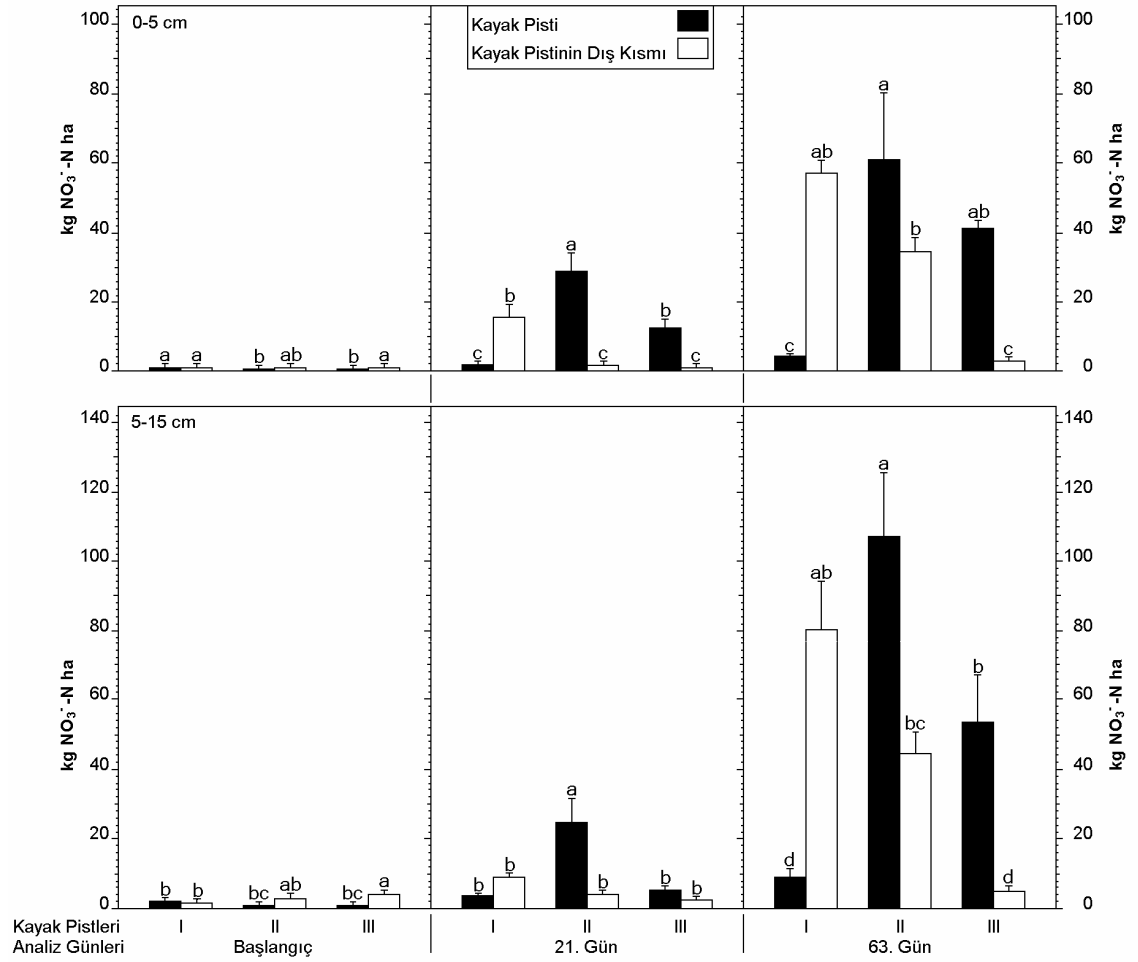
| Toprak Katmanı | Örneklik Alanlar | İnkübasyon Periyodu | | |
|----------------|------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | Başlangıç | 21. Gün | 63. Gün |
| 0-5 cm | I-iç | 7.2 ^b ± 2.1 | 4.4 ^b ± 1.6 | 2.8 ^b ± 0.4 |
| | I-dış | 13.6 ^{ab} ± 2.3 | 3.2 ^b ± 0.2 | 6.8 ^b ± 0.4 |
| | II-iç | 7.6 ^b ± 1.6 | 7.4 ^b ± 0.7 | 3.9 ^b ± 1.2 |
| | II-dış | 21.0 ^a ± 5.4 | 35.4 ^a ± 4.1 | 58.5 ^a ± 13.5 |
| | III-iç | 5.9 ^b ± 0.2 | 4.9 ^b ± 2.0 | 5.1 ^b ± 0.3 |
| | III-dış | 18.7 ^{ab} ± 10.1 | 42.4 ^a ± 6.4 | 72.2 ^a ± 21.3 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 5-15 cm | I-iç | 11.4 ^{bc} ± 1.5 | 7.4 ^c ± 2.6 | 6.2 ^b ± 1.8 |
| | I-dış | 27.7 ^{ab} ± 6.9 | 26.6 ^b ± 8.4 | 25.1 ^b ± 13.6 |
| | II-iç | 16.3 ^b ± 5.8 | 19.6 ^{bc} ± 5.8 | 6.4 ^b ± 1.5 |
| | II-dış | 35.8 ^a ± 2.2 | 48.6 ^a ± 7.4 | 70.1 ^a ± 15.2 |
| | III-iç | 12.1 ^{bc} ± 1.1 | 15.0 ^{bc} ± 2.2 | 11.0 ^b ± 2.1 |
| | III-dış | 35.0 ^a ± 7.8 | 46.0 ^a ± 7.4 | 85.8 ^a ± 11.0 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |

Çizelge 4.4. Toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen NO_3^- -N (kg/ha) değerlerine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

| Toprak Katmanı | Örneklilik Alanlar | İnkübasyon Periyodu | | |
|-------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|
| | | Başlangıç | 21. Gün | 63. Gün |
| 0-5 cm | I-iç | 0.9 ^a ± 0.1 | 1.7 ^c ± 0.4 | 3.7 ^c ± 1.3 |
| | I-dış | 0.9 ^a ± 0.2 | 15.7 ^b ± 3.5 | 57.4 ^{ab} ± 3.5 |
| | II-iç | 0.4 ^b ± 0.1 | 28.9 ^a ± 5.4 | 60.8 ^a ± 19.6 |
| | II-dış | 0.6 ^{ab} ± 0.3 | 1.7 ^c ± 0.5 | 34.4 ^b ± 4.4 |
| | III-iç | 0.4 ^b ± 0.2 | 12.3 ^b ± 3.0 | 41.4 ^{ab} ± 2.4 |
| | III-dış | 0.9 ^a ± 0.2 | 0.6 ^c ± 0.2 | 3.0 ^c ± 0.7 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 5-15 cm | I-iç | 2.2 ^b ± 0.9 | 3.5 ^b ± 1.1 | 8.9 ^d ± 2.8 |
| | I-dış | 1.7 ^b ± 0.5 | 9.1 ^b ± 0.8 | 80.2 ^{ab} ± 14.1 |
| | II-iç | 0.8 ^{bc} ± 0.2 | 24.5 ^a ± 7.3 | 107.1 ^a ± 18.7 |
| | II-dış | 2.8 ^{ab} ± 0.4 | 4.0 ^b ± 0.9 | 44.3 ^{bc} ± 6.4 |
| | III-iç | 0.9 ^{bc} ± 0.7 | 5.6 ^b ± 0.4 | 53.6 ^b ± 13.5 |
| | III-dış | 4.1 ^a ± 0.2 | 2.5 ^b ± 0.9 | 5.1 ^d ± 1.4 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |



Şekil 4.1. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodu süresince NH₄⁺-N'unun örneklik alan toprağındaki değişimi.



Şekil 4.2. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın iki farklı katmanında inkübasyon periyodu süresince $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 'unun örneklik alan toprağındaki değişimi.

4.3. Net Mineral Azot Verimi

Laboratuar şartlarında standart inkübasyon yöntemi kullanılarak inkübasyona bırakılan toprak örneklerinde yapılan amonyum ve nitrat tayinlerinden elde edilen değerlerden inkübasyon öncesi değerler çıkarılarak hesaplanan fark, o bekleme süresi için net mineral azot verimi olarak kabul edilmiştir. İnkübasyona bırakılan örneklerde amonyumun nitrata dönüşümü bazı durumlarda daha fazla olmuş, bu nedenle amonyum başlangıçtaki değerinden düşük bulunmuş ve negatif işaretiyle gösterilmiştir. Aynı zamanda bu durumun tersi nitrat için de geçerli olmuştur.

İnkübasyon sürecinde 21. ve 63. günde ölçülen N_{min} değerleri ile başlangıçtaki değerler arasındaki farktan hesaplanan 21 günlük, 42 günlük ve 63 günlük net verimin ortalama değerleri ve standart sapmaları ile örneklik alanlar arasındaki farkın anlamlılık düzeyleri net NH_4^+-N kg/ha verimi için Çizelge 4.5 ve Şekil 4.3'te; net $NO_3^- -N$ verimi için Çizelge 4.6 ve Şekil 4.4'te; ve net $NH_4^+ + NO_3^- -N$ kg/ha verimi için Çizelge 4.7 ve Şekil 4.5'te verilmiştir. Laboratuar koşullarında standart inkübasyon yöntemi ile yapılan tayinler sonunda net mineral azot verimi bakımından örneklik alanlar karşılaştırıldığında tüm değerler için fark anlamlı bulunmuş ve fark grupları oluşmuştur.

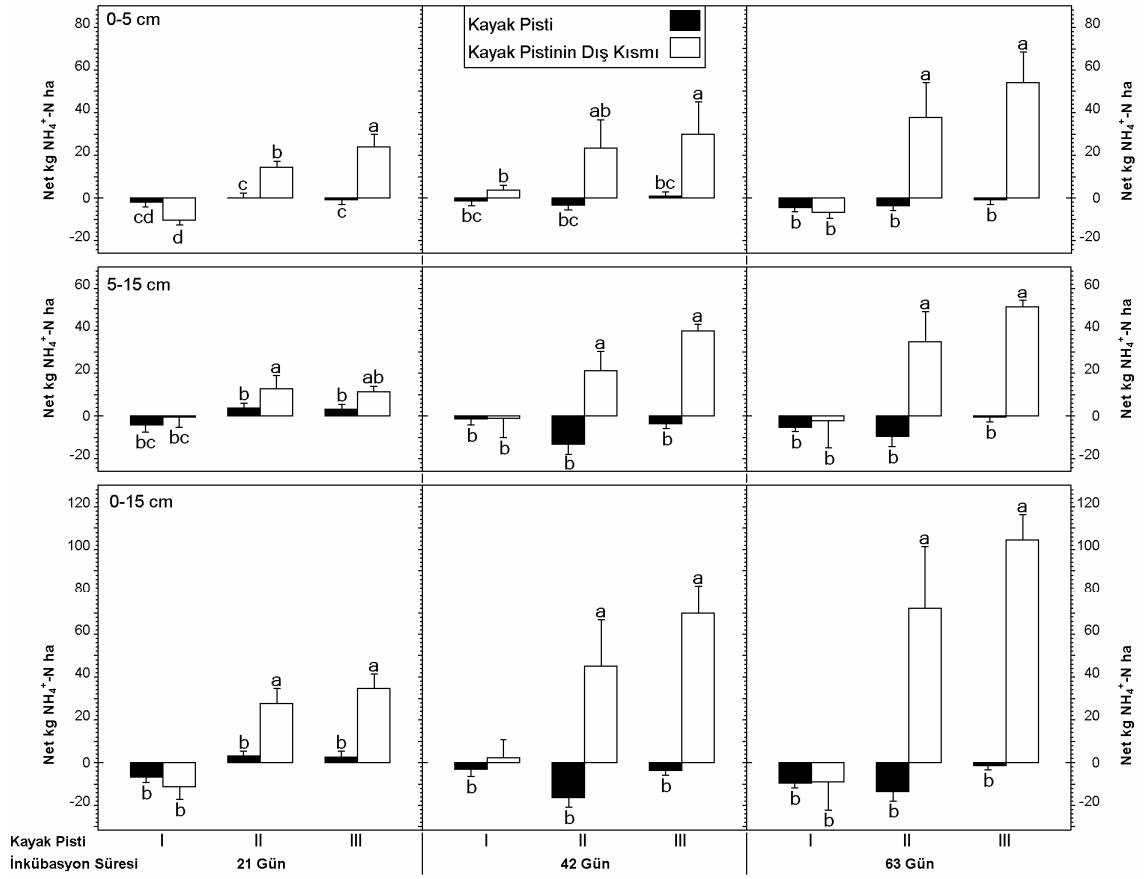
Toprağın 0-5 cm derinliğinde net NH_4^+-N verimi için tüm inkübasyon periyotlarında III-Dış en yüksek fark grubunu oluştururken (21 günlük için 23.7 ± 6.3 kg/ha/21 gün⁻¹; 42 günlük için 29.8 ± 14.9 kg/ha/42 gün⁻¹; ve 63 günlük için 53.5 ± 14.9 kg/ha/63 gün⁻¹) 63 günlük toplam periyotta 37.5 ± 15.9 kg/ha/63 gün⁻¹ net verim ile II-Dış alan da III-Dış ile beraber en yüksek fark grubunda yer almıştır. En düşük değerler 21 günlük ve 63 günlük için I-Dış alanında (-10.4 ± 2.2 kg/ha/21 gün⁻¹ ve -6.8 ± 2.5 kg/ha/63 gün⁻¹), 42 günlük için ise II-İç alanda (-3.5 ± 0.6 kg/ha/42 gün⁻¹) saptanmış olup en düşük fark grubunda yer almışlardır (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Toprağın 5-15 cm'lik katmanında hesaplanan ortalama net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre en yüksek değerler 21 günlük için II-Dış ($12.9 \pm 5.7 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$), 42 günlük ve 63 günlük için II-Dış ($21.4 \pm 8.9 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $34.3 \pm 14.1 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) ile III-Dış ($39.9 \pm 3.6 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $50.8 \pm 3.3 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) alanlarında saptanmıştır. En düşük fark grubunu 21 günlük için I-İç ($-4.0 \pm 3.1 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) ve I-Dış ($-1.1 \pm 4.2 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$); 42 günlük için II-İç ($-13.1 \pm 4.9 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), III-İç ($-3.9 \pm 0.3 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), I-İç ($-1.2 \pm 3.2 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) ve I-Dış ($-1.6 \pm 8.5 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$); ve 63 günlük için ise I-İç ($-5.2 \pm 0.3 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$), I-Dış ($-2.7 \pm 12.6 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$), II-İç ($-9.9 \pm 4.7 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) ve III-İç ($-1.1 \pm 1.1 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) alanları oluşturmuştur (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Toplam (0-15 cm) toprak derinliği için hesaplanan net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre inkübasyon periyotlarının tamamı için III-Dış ($34.6 \pm 6.6 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$, $69.6 \pm 12.6 \text{ kg/ha/42 gün}$ ve $104.3 \pm 11.7 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) ve II-Dış ($27.2 \pm 7.3 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$, $44.6 \pm 22.2 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $71.8 \pm 29.0 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) en yüksek fark grubunda yer alırken, diğerlerinin de tamamı en düşük fark grubunda yer almıştır. En düşük fark grubunda yer alan örneklik alanlarda hesaplanan verim ise sırasıyla 21 günlük için I-Dış ($-11.5 \pm 5.7 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$), I-İç ($-6.8 \pm 3.2 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$), III-İç ($1.7 \pm 3.0 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) ve II-İç ($3.0^b \pm 0.3 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$), 42 günlük için II-İç ($-16.6^b \pm 4.7 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), III-İç ($-3.7 \pm 1.9 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), I-İç ($-2.9 \pm 4.0 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) ve I-Dış ($2.1 \pm 8.4 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), 63 günlük için II-İç ($-13.6 \pm 5.0 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$), I-İç ($-9.7 \pm 1.8 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$), I-Dış ($-9.5 \pm 13.4 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) ve III-İç ($-2.0 \pm 1.5 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) şeklindedir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3).

Çizelge 4.5. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net NH_4^+ -N verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

| Toprak Katmanı | Örneklik Alanlar | İnkübasyon periyodu | | |
|----------------|------------------|--|--|--|
| | | 21 günlük (kg/ha/21 gün ⁻¹) | 42 günlük (kg/ha/42 gün ⁻¹) | 63 Günlük (kg/ha/63 gün ⁻¹) |
| 0-5 cm | I-iç | -2.8 ^{cd} ± 0.6 | -1.7 ^{bc} ± 1.5 | -4.5 ^b ± 2.0 |
| | I-dış | -10.4 ^d ± 2.2 | 3.6 ^b ± 0.3 | -6.8 ^b ± 2.5 |
| | II-iç | -0.2 ^c ± 1.0 | -3.5 ^{bc} ± 0.6 | -3.7 ^b ± 0.5 |
| | II-dış | 14.4 ^b ± 2.4 | 23.1 ^{ab} ± 13.5 | 37.5 ^a ± 15.9 |
| | III-iç | -1.1 ^c ± 2.1 | 0.2 ^{bc} ± 1.7 | -0.9 ^b ± 0.8 |
| | III-dış | 23.7 ^a ± 6.3 | 29.8 ^a ± 14.9 | 53.5 ^a ± 14.9 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 5-15 cm | I-iç | -4.0 ^{bc} ± 3.1 | -1.2 ^b ± 3.2 | -5.2 ^b ± 0.3 |
| | I-dış | -1.1 ^{bc} ± 4.2 | -1.6 ^b ± 8.5 | -2.7 ^b ± 12.6 |
| | II-iç | 3.2 ^b ± 1.0 | -13.1 ^b ± 4.9 | -9.9 ^b ± 4.7 |
| | II-dış | 12.9 ^a ± 5.7 | 21.4 ^a ± 8.9 | 34.3 ^a ± 14.1 |
| | III-iç | 2.7 ^b ± 1.1 | -3.9 ^b ± 0.3 | -1.1 ^b ± 1.1 |
| | III-dış | 11.0 ^{ab} ± 0.5 | 39.9 ^a ± 3.6 | 50.8 ^a ± 3.3 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 0-15 cm | I-iç | -6.8 ^b ± 3.2 | -2.9 ^b ± 4.0 | -9.7 ^b ± 1.8 |
| | I-dış | -11.5 ^b ± 5.7 | 2.1 ^b ± 8.4 | -9.5 ^b ± 13.4 |
| | II-iç | 3.0 ^b ± 0.3 | -16.6 ^b ± 4.7 | -13.6 ^b ± 5.0 |
| | II-dış | 27.2 ^a ± 7.3 | 44.6 ^a ± 22.2 | 71.8 ^a ± 29.0 |
| | III-iç | 1.7 ^b ± 3.0 | -3.7 ^b ± 1.9 | -2.0 ^b ± 1.5 |
| | III-dış | 34.6 ^a ± 6.6 | 69.6 ^a ± 12.6 | 104.3 ^a ± 11.7 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |



Şekil 4.3. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net NH₄⁺-N verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Örneklik alanlarda hesaplanan ortalama net NO_3^- -N verimine göre toprağın 0-5 cm katmanında en yüksek değerler 21 ve 63 günlük periyotlar için II-İç, 42 günlük için I-Dış'ta saptanmıştır. En düşük ortalamalar ise III-Dış'ta 21 ve 63 günlük periyotlar için ve I-İç'te de 42 günlük için tespit edilmiştir. En yüksek fark grubunu 21 günlük periyot için $28.5 \pm 5.3 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ ve 63 günlük için $60.4 \pm 19.5 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile II-İç alan oluştururken, 42 günlükte ise $41.7 \pm 4.0 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile I-Dış, $32.8 \pm 4.1 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile II-Dış, $32.0 \pm 14.9 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile II-İç ve $29.1 \pm 5.5 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile III-İç oluşturmuştur. En düşük fark grubunu 21 günlük periyot için $-0.3 \pm 0.1 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ ile III-Dış, $0.7 \pm 0.4 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ ile I-İç ve $1.0 \pm 0.3 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ ile II-Dış, 42 ve 63 günlük periyotlarda $2.1 \pm 1.5 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $2.8 \pm 1.3 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile I-İç ve $2.4 \pm 0.6 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile $2.1 \pm 0.5 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile III-Dış alanlar oluşturmuştur (Çizelge 4.6; Şekil 4.4).

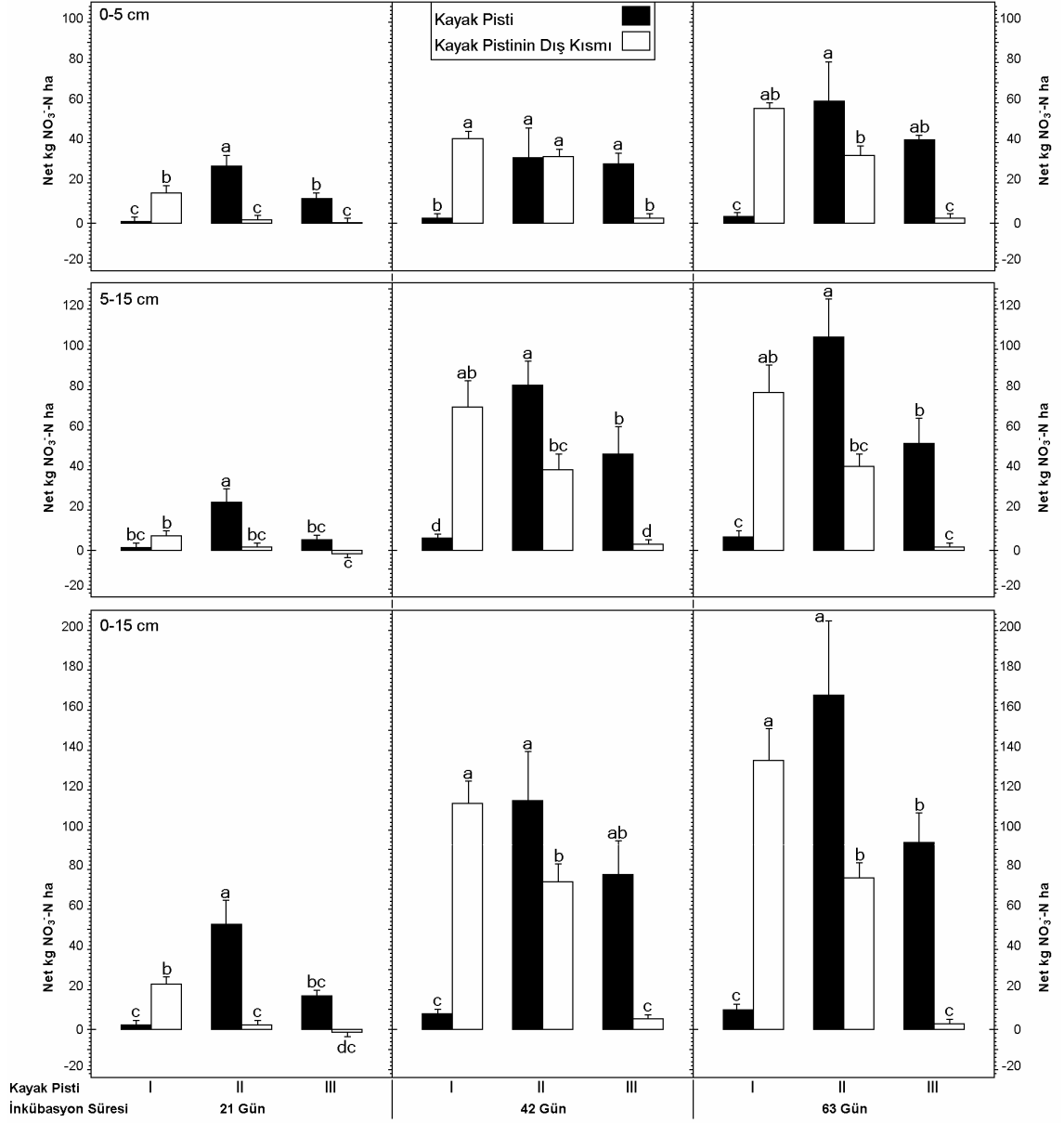
Toprağın 5-15 cm derinliğinde net NO_3^- -N verimi için en yüksek fark grubunu tüm inkübasyon periyotlarında da II-İç oluşturmuştur ve bu alanda ortalama verim değerleri $23.7 \pm 7.0 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$, $82.6 \pm 11.5 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $106.4 \pm 18.5 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Net nitrat verimine göre en düşük fark grubunu ise 21 günlük için III-Dış ($-1.6 \pm 0.8 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) yer alırken, 42 günlük için III-Dış ($2.6 \pm 0.8 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) ve I-iç ($5.4 \pm 2.0 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), 63 günlük için III-Dış ($1.0 \pm 1.4 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) ve I-iç ($6.7 \pm 2.6 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) alanları oluşturmuştur (Çizelge 4.6; Şekil 4.4).

Net NO_3^- -N verimi için toprağın toplam (0-15 cm) katmanına bakıldığında ise üç inkübasyon periyodunda da en yüksek değerler II-İç alanında; en düşük değerler ise III-Dış alanında tespit edilmiştir. En yüksek fark grubunda 21 günlük için II-İç (52.2 ± 12.3

kg/ha/21 gün⁻¹), 42 günlük için II-İç (114.6 ± 25.1 kg/ha/42 gün⁻¹) ve I-Dış (112.9 ± 11.2 kg/ha/42 gün⁻¹) ve 63 günlük için II-İç (166.8 ± 37.2 kg/ha/63 gün⁻¹) ile I-Dış (135.0 ± 15.2 kg/ha/63 gün⁻¹) yer almıştır. En düşük fark gruplarında ise 21 günlük periyotta III-Dış (-1.8 ± 0.8 kg/ha/21 gün⁻¹), 42 günlük periyotta III-Dış (4.9 ± 1.4 kg/ha/42 gün⁻¹) ve I-iç (7.5 ± 3.1 kg/ha/42 gün⁻¹), 63 günlük periyotta III-Dış (3.1 ± 1.9 kg/ha/63 gün⁻¹) ve I-iç (9.5 ± 3.2 kg/ha/63 gün⁻¹) yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.4).

Çizelge 4.6. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net NO₃⁻-N verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

| Toprak Katmanı | Örneklik Alanlar | İnkübasyon periyodu | | |
|----------------|------------------|--|--|--|
| | | 21 günlük (kg/ha/21 gün ⁻¹) | 42 günlük (kg/ha/42 gün ⁻¹) | 63 Günlük (kg/ha/63 gün ⁻¹) |
| 0-5 cm | I-iç | 0.7 ^c ± 0.4 | 2.1 ^b ± 1.5 | 2.8 ^c ± 1.3 |
| | I-dış | 14.8 ^b ± 3.7 | 41.7 ^a ± 4.0 | 56.5 ^{ab} ± 3.6 |
| | II-iç | 28.5 ^a ± 5.3 | 32.0 ^a ± 14.9 | 60.4 ^a ± 19.5 |
| | II-dış | 1.0 ^c ± 0.3 | 32.8 ^a ± 4.1 | 33.8 ^b ± 4.1 |
| | III-iç | 11.9 ^b ± 2.8 | 29.1 ^a ± 5.5 | 41.0 ^{ab} ± 2.7 |
| | III-dış | -0.3 ^c ± 0.1 | 2.4 ^b ± 0.6 | 2.1 ^c ± 0.5 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 5-15 cm | I-iç | 1.3 ^{bc} ± 0.6 | 5.4 ^d ± 2.0 | 6.7 ^c ± 2.6 |
| | I-dış | 7.4 ^b ± 0.3 | 71.2 ^{ab} ± 13.6 | 78.5 ^{ab} ± 13.9 |
| | II-iç | 23.7 ^a ± 7.0 | 82.6 ^a ± 11.5 | 106.4 ^a ± 18.5 |
| | II-dış | 1.2 ^{bc} ± 1.2 | 40.3 ^{bc} ± 7.2 | 41.4 ^{bc} ± 6.0 |
| | III-iç | 4.7 ^{bc} ± 0.3 | 48.0 ^b ± 13.2 | 52.7 ^b ± 12.9 |
| | III-dış | -1.6 ^c ± 0.8 | 2.6 ^d ± 0.8 | 1.0 ^c ± 1.4 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 0-15 cm | I-iç | 2.0 ^c ± 0.2 | 7.5 ^c ± 3.1 | 9.5 ^c ± 3.2 |
| | I-dış | 22.1 ^b ± 4.0 | 112.9 ^a ± 11.2 | 135.0 ^a ± 15.2 |
| | II-iç | 52.2 ^a ± 12.3 | 114.6 ^a ± 25.1 | 166.8 ^a ± 37.2 |
| | II-dış | 2.2 ^c ± 1.5 | 73.0 ^b ± 9.0 | 75.3 ^b ± 7.9 |
| | III-iç | 16.6 ^{bc} ± 2.8 | 77.1 ^{ab} ± 17.0 | 93.7 ^b ± 14.7 |
| | III-dış | -1.8 ^{dc} ± 0.8 | 4.9 ^c ± 1.4 | 3.1 ^c ± 1.9 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |



Şekil 4.4. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) verimi için 0-5 cm'lik toprak katmanında 21 günlük için II-İç, 42 ve 63 günlük periyotlar için II-Dış alanlarda en yüksek değerler; I-iç alanında ise üç inkübasyon periyodu için de en düşük değerler tespit edilmiştir. 21 günlük periyotta $28.3 \pm 4.5 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ ile II-İç, 42 günlük periyotta $55.9 \pm 15.3 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile II-Dış, $45.4 \pm 3.7 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile I-Dış ve $32.2 \pm 15.4 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ile III-Dış, 63 günlük periyotta ise $71.3 \pm 17.3 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile II-Dış, $56.8 \pm 19.1 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile II-İç, $55.6 \pm 15.2 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile III-Dış, $49.7 \pm 2.9 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile I-Dış ve $40.1^a \pm 3.1 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile III-İç en yüksek fark grubunda yer almıştır. Net toplam mineral azot değerlerine göre her üç inkübasyon periyodu için de I-İç alanı ($-2.1 \pm 0.8 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$, $0.4 \pm 1.4 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $-1.7 \pm 1.2 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) en düşük fark grubunda bulunduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.5).

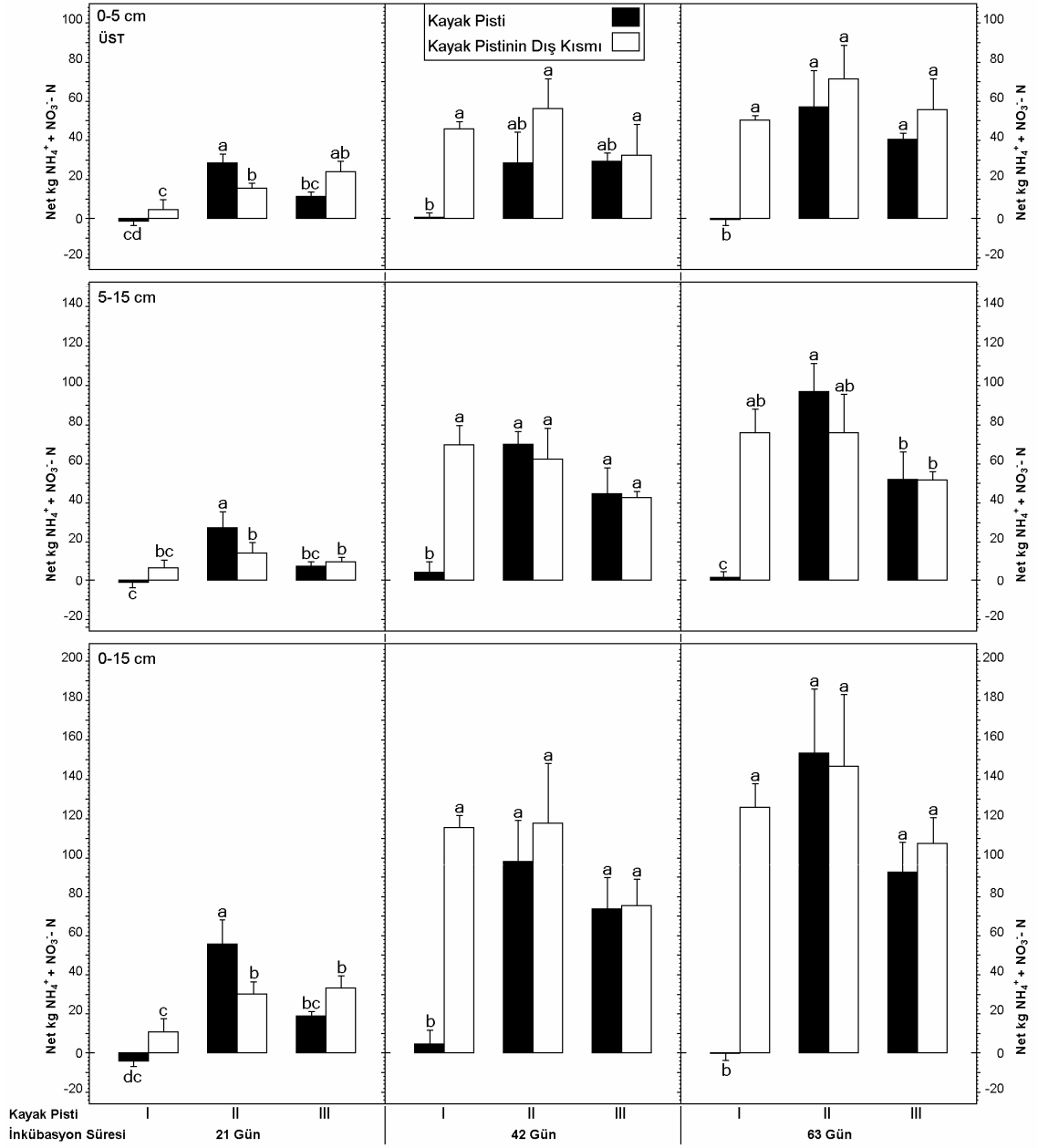
Toprağın 5-15 cm'lik katmanında net toplam azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) verimi dikkate alındığında 21 ve 63 günlük periyotlar için en yüksek ortalamalar II-İç'te yer alırken, 42 günlük periyotta ise I-Dış'ta saptanmıştır. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında olduğu gibi yine üç inkübasyon periyodu için de 5-15 cm katmanında da en düşük ortalamalar I-İç'te bulunmuştur. En yüksek fark grubunda II-İç alanı ($27.0 \pm 7.8 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) 21 günlük periyotta, I-Dış ($69.6 \pm 9.8 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), II-İç ($69.5 \pm 6.7 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), II-Dış ($61.7 \pm 15.8 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$), III-İç ($44.1 \pm 13.1 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) ve III-Dış ($42.4 \pm 3.3 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) alanları 42 günlük periyotta, II-İç ($96.5 \pm 14.3 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) alanı 63 günlük periyotta yer almıştır. En düşük fark grubunda yer alan I-İç alanı için hesaplanan ortalama değerler $-2.7 \pm 2.5 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$, $4.2 \pm 5.2 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $1.5 \pm 2.7 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ şeklindedir (Çizelge 4.7; Şekil 4.5).

Toprağın toplam (0-15 cm) katmanı dikkate alındığında net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) verimi için en yüksek ortalamaların 21 ve 63 günlük inkübasyon

periyotlarında II-İç, 42 günlük periyotta II-Dış alanında olduğu saptanmıştır. En düşük ortalamalar ise üç inkübasyon periyodu için de diğer iki toprak katmanında olduğu gibi I-İç alanında tespit edilmiştir. Toprağın toplam katmanında toplam mineral azot verim değerlerine göre en yüksek fark gruplarını 21 günlük periyotta II-İç (55.3 ± 12.1 kg/ha/21 gün⁻¹), 42 günlük periyotta II-Dış (117.6 ± 31.0 kg/ha/42 gün⁻¹), I-Dış (114.6 ± 6.2 kg/ha/42 gün⁻¹), II-İç (98.0 ± 21.4 kg/ha/42 gün⁻¹), III-Dış (74.6 ± 14.0 kg/ha/42 gün⁻¹), ve III-İç (73.5 ± 15.4 kg/ha/42 gün⁻¹), ve 63 günlük periyotta II-İç (153.2 ± 33.1 kg/ha/63 gün⁻¹), II-Dış (147.1 ± 36.7 kg/ha/63 gün⁻¹), I-Dış (125.6 ± 12.2 kg/ha/63 gün⁻¹), III-Dış (107.4 ± 12.9 kg/ha/21 gün⁻¹) ve III-İç (91.7 ± 16.2 kg/ha/21 gün⁻¹) oluştururken; en düşük fark grubunu üç periyotta da I-İç alanı (-4.8 ± 3.0 kg/ha/21 gün⁻¹, 4.6 ± 6.6 kg/ha/42 gün⁻¹ ve -0.2 ± 3.7 kg/ha/63 gün⁻¹) oluşturmuştur (Çizelge 4.7; Şekil 4.5).

Çizelge 4.7. Toprağın farklı katmanlarında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$ verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması

| Toprak Katmanı | Örneklik Alanlar | İnkübasyon periyodu | | |
|----------------|------------------|--|--|--|
| | | 21 günlük (kg/ha/21 gün ⁻¹) | 42 günlük (kg/ha/42 gün ⁻¹) | 63 Günlük (kg/ha/63 gün ⁻¹) |
| 0-5 cm | I-iç | -2.1 ^{cd} ± 0.8 | 0.4 ^b ± 1.4 | -1.7 ^b ± 1.2 |
| | I-dış | 4.4 ^c ± 5.0 | 45.4 ^a ± 3.7 | 49.7 ^a ± 2.9 |
| | II-iç | 28.3 ^a ± 4.5 | 28.5 ^{ab} ± 15.4 | 56.8 ^a ± 19.1 |
| | II-dış | 15.4 ^b ± 2.1 | 55.9 ^a ± 15.3 | 71.3 ^a ± 17.3 |
| | III-iç | 10.8 ^{bc} ± 1.1 | 29.4 ^{ab} ± 3.8 | 40.1 ^a ± 3.1 |
| | III-dış | 23.4 ^{ab} ± 6.0 | 32.2 ^a ± 15.4 | 55.6 ^a ± 15.2 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 5-15 cm | I-iç | -2.7 ^c ± 2.5 | 4.2 ^b ± 5.2 | 1.5 ^c ± 2.7 |
| | I-dış | 6.3 ^{bc} ± 4.2 | 69.6 ^a ± 9.8 | 75.8 ^{ab} ± 11.8 |
| | II-iç | 27.0 ^a ± 7.8 | 69.5 ^a ± 6.7 | 96.5 ^a ± 14.3 |
| | II-dış | 14.0 ^b ± 5.2 | 61.7 ^a ± 15.8 | 75.7 ^{ab} ± 19.4 |
| | III-iç | 7.5 ^{bc} ± 0.8 | 44.1 ^a ± 13.1 | 51.6 ^b ± 13.9 |
| | III-dış | 9.4 ^b ± 0.3 | 42.4 ^a ± 3.3 | 51.7 ^b ± 3.3 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |
| 0-15 cm | I-iç | -4.8 ^{dc} ± 3.0 | 4.6 ^b ± 6.6 | -0.2 ^b ± 3.7 |
| | I-dış | 10.6 ^c ± 6.2 | 114.6 ^a ± 6.2 | 125.6 ^a ± 12.2 |
| | II-iç | 55.3 ^a ± 12.1 | 98.0 ^a ± 21.4 | 153.2 ^a ± 33.1 |
| | II-dış | 29.5 ^b ± 6.4 | 117.6 ^a ± 31.0 | 147.1 ^a ± 36.7 |
| | III-iç | 18.3 ^{bc} ± 1.4 | 73.5 ^a ± 15.4 | 91.7 ^a ± 16.2 |
| | III-dış | 32.8 ^b ± 5.7 | 74.6 ^a ± 14.0 | 107.4 ^a ± 12.9 |
| | | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 | <i>P</i> <0.05 |



Şekil 4.5. Kayak pistlerinin iç ve dış kısımlarından alınan toprağın üç farklı katmanında inkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan net NH₄⁺+NO₃⁻-N verimine göre örneklik alanların karşılaştırılması.

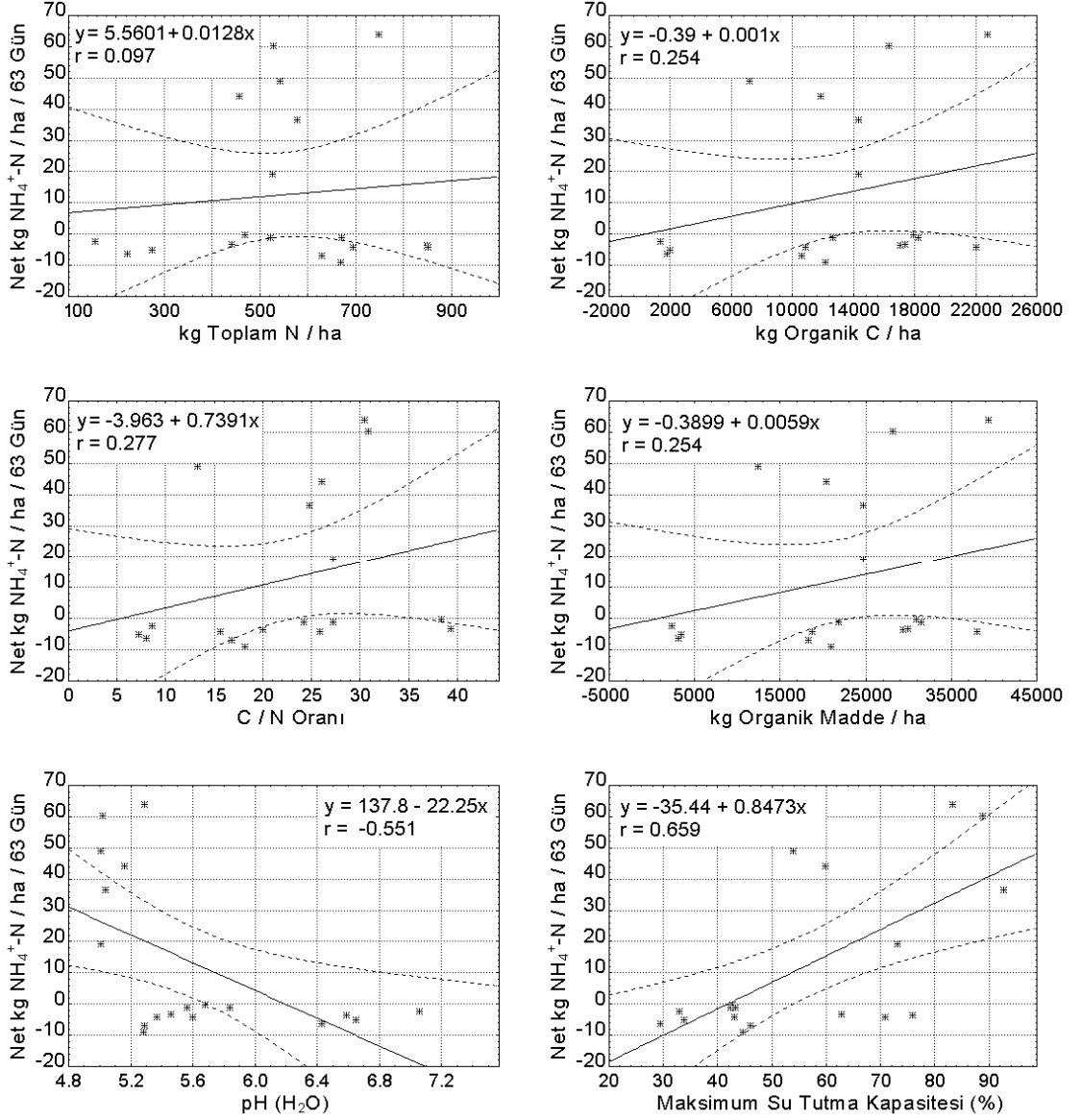
4.4. Toprak Ortam Etmeleri ve Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar

Toplam N, organik bağı C, C/N oranı, organik madde, pH (H₂O) ve maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) gibi bazı toprak ortam etmenleri ile 63 günlük net amonyum verimi, net nitrat verimi ve net toplam azot verimi değerleri arasındaki ilişki toprağın 0-5 cm katmanına göre basit korelasyon testi ile analiz edilmiştir. Basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri Çizelge 4.8-10 ve Şekil 4.6-9'da gösterilmiştir.

Toprağın 0-5 cm katmanında net NH₄⁺-N verimi (kg/ha /63 gün⁻¹) ile toplam N (r=0.097), organik C (r=0.254), C/N oranı (r=0.277), organik madde (r=0.254) arasında pozitif ve anlamsız (p>0.05) ilişki, pH (H₂O) (r=-0.551) ile arasında negatif ve anlamlı (p<0.05) bir ilişki ve de maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) (r=0.659) ile arasında pozitif ve anlamlı (p<0.05) bir ilişki kurulmuştur (Çizelge 4.8; Şekil 4.6).

Çizelge 4.8. Toprağın 0-5 cm katmanında net NH₄⁺-N verimi (kg/ha/63 gün⁻¹) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=18, α;0.05; P<0.05 ilişki anlamlı, P> 0.05 ilişki anlamsız).

| Parametreler | r | r ² | P | Y=a+bx |
|------------------------------|--------|----------------|-------|--|
| Toplam N (kg/ha) | 0.097 | 0.010 | 0.701 | NH ₄ ⁺ - N = 5.560 + 0.013xToplN |
| Organik C (kg/ha) | 0.254 | 0.065 | 0.309 | NH ₄ ⁺ - N = -0.390 + 0.001xOrgC |
| Org Mad (kg/ha) | 0.254 | 0.065 | 0.309 | NH ₄ ⁺ - N = -0.390 + 0.001xOrgMad |
| C/N Oranı | 0.277 | 0.077 | 0.266 | NH ₄ ⁺ - N = -3.963 + 0.739xC / N |
| pH (H ₂ O) | -0.551 | 0.303 | 0.018 | NH ₄ ⁺ - N = 137.804 - 22.248xpH |
| MSK (%) | 0.659 | 0.435 | 0.003 | NH ₄ ⁺ - N = -35.437 + 0.847xMSK |

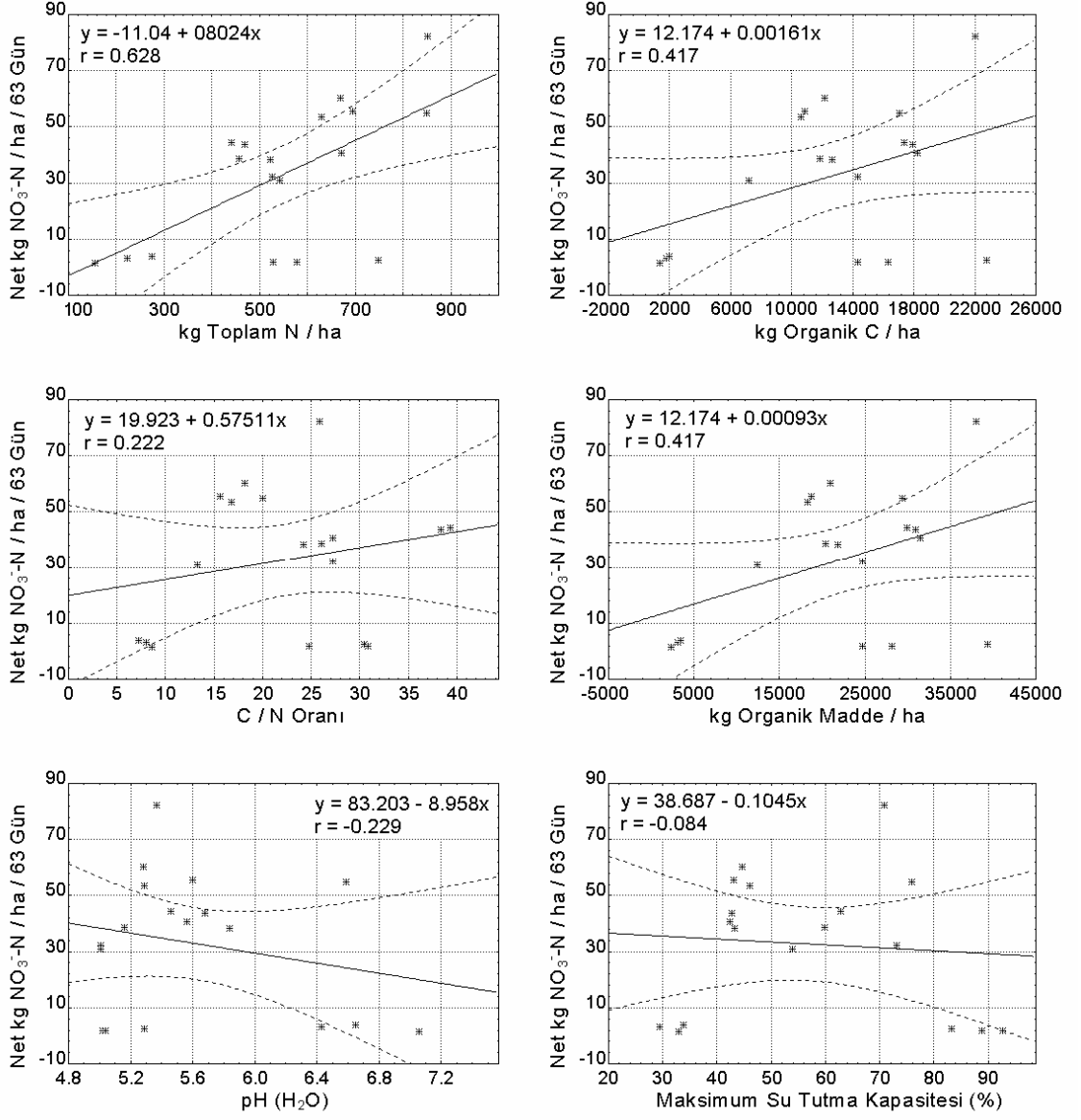


Şekil 4.6. Toprağın 0-5 cm katmanında net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Net NO₃⁻-N verimi (kg/ha/ 63 gün⁻¹) ile toplam N (r=0.628) arasında pozitif ve anlamlı (p<0.05), organik C (r=0.417), C/N oranı (r=0.222), organik madde (r=0.417) ile ilişkisi pozitif ve anlamsız (p>0.05), pH (H₂O) (r=-0.229) ve maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) (r=-0.084) ile ilişkisi ise negatif ve anlamsız (P>0.05) bulunmuştur (Çizelge 4.9; Şekil 4.7).

Çizelge 4.9. Toprağın 0-5 cm net NO₃⁻-N verimi (kg/ha/63 gün⁻¹) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=18, α;0.05; P<0.05 ilişki anlamlı, P> 0.05 ilişki anlamsız).

| Parametreler | r | r ² | P | Y=a+bx |
|------------------------------|--------|----------------|-------|--|
| Toplam N (kg/ha) | 0.628 | 0.395 | 0.005 | NO ₃ ⁻ - N = -11.043 + 0.080xToplN |
| Organik C (kh/ha) | 0.417 | 0.174 | 0.086 | NO ₃ ⁻ - N = 12.174 + 0.002xOrgC |
| Org Mad (kg/ha) | 0.417 | 0.174 | 0.086 | NO ₃ ⁻ - N = 12.174 + 0.001xOrgMad |
| C/N Oranı | 0.222 | 0.049 | 0.376 | NO ₃ ⁻ - N = 19.923 + 0.575xC / N |
| pH (H ₂ O) | -0.229 | 0.052 | 0.362 | NO ₃ ⁻ - N = 83.203 - 8.958xpH |
| MSK (%) | -0.084 | 0.007 | 0.741 | NO ₃ ⁻ - N = 38.687 - 0.105xMSK |

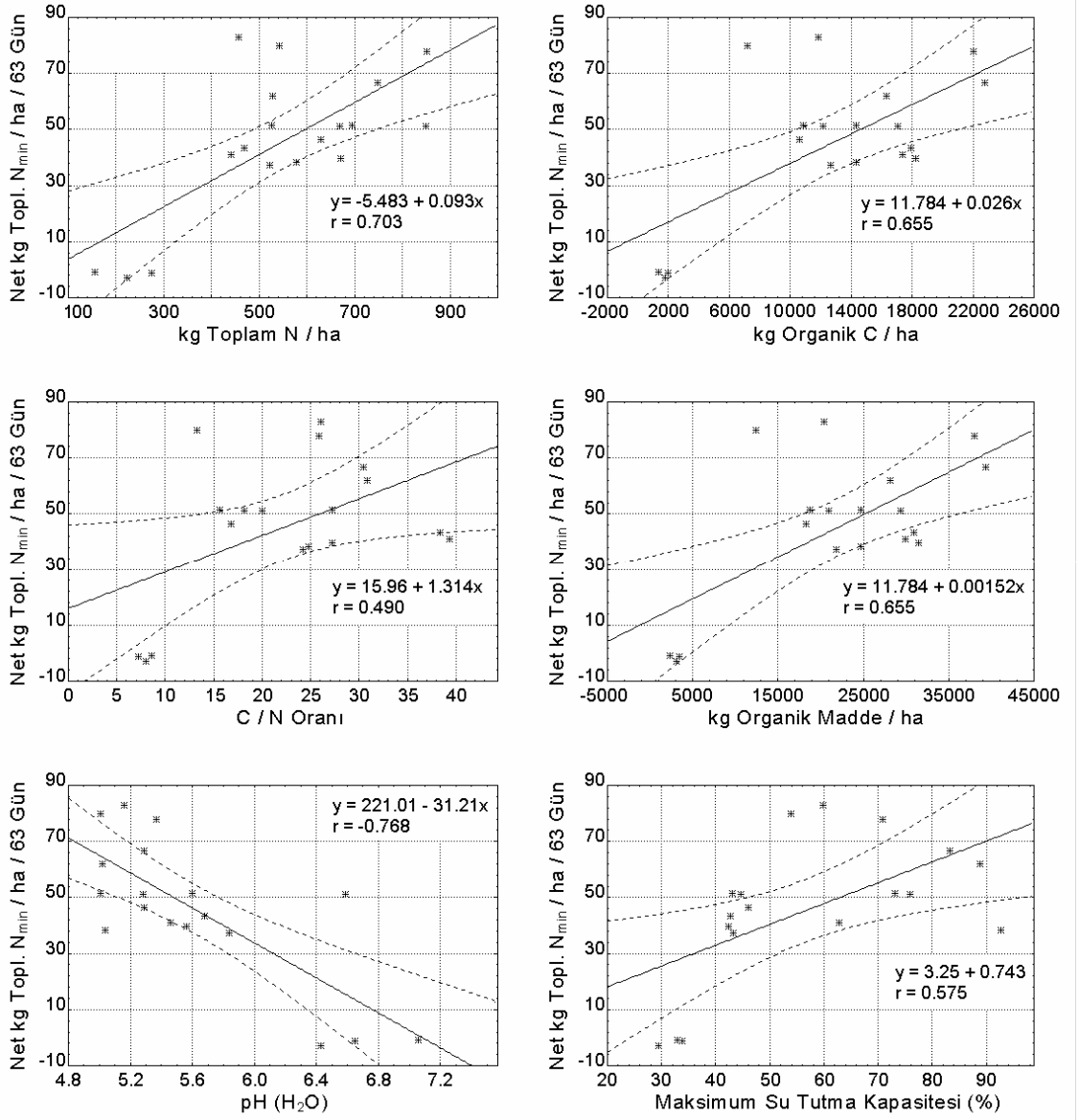


Şekil 4.9. Toprağın 0-5 cm katmanında net NO_3^- -N verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- \text{-N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toplam N ($r=0.703$), organik C ($r=0.655$), C/N oranı ($r=0.490$), organik madde ($r=0.655$) arasında pozitif ve anlamlı ($p<0.05$) bir ilişki, pH (H_2O) ($r=-0.768$) ile negatif ve anlamlı ($p<0.05$) bir ilişki, maksimum su tutma kapasitesi (% MSK) ($r=0.575$) ile arasında ise pozitif ve anlamlı ($P<0.05$) bir ilişki olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.10; Şekil 4.8).

Çizelge 4.10. Toprağın 0-5 cm net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- \text{-N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=18$, $\alpha;0.05$; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P> 0.05$ ilişki anlamsız).

| Parametreler | r | r ² | P | Y=a+bx |
|------------------------------------|--------|----------------|-------|---|
| Toplam N (kg/ha) | 0.703 | 0.494 | 0.001 | $\text{Topl N}_{\min} = -5.483 + 0.093x\text{ToplN}$ |
| Organik C (kg/ha) | 0.655 | 0.429 | 0.003 | $\text{Topl N}_{\min} = 11.784 + 0.026x\text{OrgC}$ |
| Org Mad (kg/ha) | 0.655 | 0.429 | 0.003 | $\text{Topl N}_{\min} = 11.784 + 0.002x\text{OrgMad}$ |
| C/N Oranı | 0.490 | 0.240 | 0.039 | $\text{Topl N}_{\min} = 15.960 + 1.314xC/N$ |
| pH (H_2O) | -0.768 | 0.590 | 0.000 | $\text{Topl N}_{\min} = 221.006 - 31.206xpH$ |
| MSK (%) | 0.575 | 0.330 | 0.013 | $\text{Topl N}_{\min} = 3.250 + 0.743x\text{MSK}$ |



Şekil 4.8. Toprağın 0-5 cm katmanında net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

5-TARTIŞMA

Türkiye'nin ilk Milli Parklarından biri olarak 1961 yılında koruma altına alınmasına karşın Uludağ alpin kuşak, sürekli genişleyen kış sporları tesisleri başta olmak üzere çok önemli tehditlerle karşı karşıyadır. Uludağ'ın yüksek arazi fundalık ve göknar ormanından oluşan bitki örtüsüne zarar vererek genişleyen kayak merkezi, Türkiye'de genel olarak koruma altındaki özellikle milli parkların içerdiği doğal zenginliklerimizin kanun ve yönetmeliklerle uygulamada korunamadığını göstermesi bakımından acı bir örnektir.

Araştırmanın yürütüldüğü bölgede, toprak pH'ı kayak pistlerinin dışında yer alan orman topluluğunun toprağında daha düşüktür (Çizelge 4.1-2). Bozulmuş olan iç alanda nispeten daha yüksek oluşunun nedeni ise bitki örtüsü ile ilişkilendirilebilir. Dış alanda yer alan doğal bitki örtüsü *Abies bornmüelleriana* ormanıdır, gerek ana materyalin granit ana kaya oluşu gerekse orman topluluğunun ürettiği organik maddenin özelliğinden dolayı toprak asidik özellik göstermektedir. Doğal örtünün kaldırılmasıyla oluşan çıplak alan ve buraya gelen otsu örtüyle beraber toprağın pH'ında belirli bir artış gerçekleşmiştir. Bunu özellikle II. ve III. pistlerin iç alanları için söyleyebiliriz. En şiddetli bozulmanın olduğu I. Pistin iç kısmındaki yüksek pH durumu ise, pistin başlangıcında yer alan kayak tesislerinde sürekli inşaat etkinliğinin olması şeklinde açıklanabilir.

Kayak pistlerindeki bozulmayla I. ve III. Pistin iç kısmında önemli oranda azot kayıpları söz konusudur. Örneğin bozulmanın en şiddetli olduğu I. Pistin iç alanında toprağın 0-5 cm'lik katmanında ölçülen ortalama toplam azot % 0.05 iken bu değer III. Pistin dışında ve tekrar örtünün oluştuğu II. Pistin iç kısmında % 0.30'dur. Bu değerleri dikkate aldığımızda 6 katlık bir farklılığın olduğunu görebiliriz (Çizelge 4.1-2). Karasal

ekosistemlerin birincil üretimi, tür çeşitliliği ve tür kompozisyonu azot gibi sınırlayıcı besinlere bağlı olarak etkilenmektedir (Chapin 1980; Wedin ve Tilman 1990; Olf ve ark 1994). Normal ılıman koşullarda bile toprakta gereksinilen azot kapitalinin yaklaşık olarak 1 000 kg N/ha⁻¹ (Bradshaw 2000) olması gerekirken, araştırma alanımızda 0-5 cm'lik katmanda bozulmamış alanlarda bile ortalama en yüksek değerin 715 kg/ha (II-İç, Çizelge 4.1) olması azotun oldukça sınırlı olduğunu, ve bozulmayla 217 kg/ha (I-İç, Çizelge 4.1) düşmesi alanın hassasiyetini göstermektedir.

Kayak pistlerinde örtünün kaldırılmasıyla açığa çıkan bozulmanın etkisi karbonda daha da belirgindir (Çizelge 4.1-2). Örneğin toprağın 0-5 cm'lik katmanına bakıldığında I. Pistin iç kısmında % 0.4 C saptanmışken bu değer dış alanda % 2.4'tür. Ayrıca örtünün en yüksek olduğu III. Pistin dışında ise bu oran % 8.6'ya kadar çıkmaktadır. Bu oransal olarak bozulmamış alandakinin bozulmuş alana göre yaklaşık 20 katına eşdeğerdir (Çizelge 4.1). Topraktaki C/N oranı toprağın biyolojik olarak en aktif olduğu 0-5 cm'lik katmanında en düşük I. Pistin iç kısmında saptanmış, en yüksek değerler ise III. Pistin iç ve dış kısmında bulunmaktadır. Bu da toprağın C ve N içeriğiyle uyumluluk göstermektedir.

Bulgularımız bozulmuş alanlara yerleşen türlerin alanın dengeli şekilde tamirini sağladığını göstermektedir. Özellikle II. Pistin iç kısmında bunu görebiliriz (Çizelge 4.1-2). İnsan etkenliğiyle bozulan doğal alanlara bazı bitki türleri öncü olarak yerleşirler ve baskın hale gelirler. Bu yerleşme, eğer yabancı tür istilası söz konusu değilse, bozulan alanın yakın çevresindeki biyolojik kaynaktan alana uyum sağlayabilen türlerle olmaktadır. Bunlar bozulmuş alanlarda ikincil oluşum için öncü türlerdir. Bozulmuş alanlar üzerinde öncü türlerin hızla yerleşmesi ortamdan besin kayıplarının azalmasına (Marks ve Bormann 1975), oluşturacakları gölge ile toprak sıcaklığını düşürerek daha

az parçalanma, ve nitrifikasyon oranlarının düşmesine (Foster ve ark. 1980), ayrıca ortamdaki besinleri yapılarındaki bileşiklere katarak besin kayıplarının azalmasına (Vitousek ve Reiners 1975) katkı yaparlar. Bunun yanında, biyomas üretimiyle toprak organik maddesine büyük oranda katkıda bulunurlar. Toprak organik maddesi, ekosistemlerde besinlerin salınması için toprak ana maddesini sağlayan, toprak yapısının oluşmasında, su tutma kapasitesinde ve erozyonun azaltılmasında kritik rol oynayan bir bileşendir (Matson ve ark. 1997).

İnkübasyon periyodunun üç farklı anında ölçülen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (kg/ha) miktarlarında toprağın 0-5 cm'lik katmanında başlangıçtan 63. güne doğru pistlerin dış kısımlarında genel bir artış, iç kısımlarında ise genel bir düşüş mevcuttur. Yine 5-15 cm'lik katmanda da benzer değişim gözlenmiştir (Çizelge 4.3 ve Şekil 4.1). Ölçüm anındaki $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (kg/ha) ortalamalarında ise toprağın hem 0-5 cm'lik hem de 5-15 cm'lik katmanında başlangıçtan 63. güne doğru pistlerin hem iç hem de dış kısımlarında genel bir artış saptanmıştır (Çizelge 4.4 ve Şekil 4.2). Nitrat miktarındaki bu değişim özellikle I-Dış, II-İç ve III-İç alanlarında daha belirgindir. Amonyum miktarının inkübasyon periyodunun sonuna doğru özellikle pistlerin dış kısmında daha belirgin artış göstermesi, amonyumun iğne yapraklı orman topraklarında egemen oluşuyla açıklanabilir. Zira, yaşlı ormanlardaki en büyük azot kaynağını genellikle toprak organik maddesi oluştururken (Nadelhoffer ve ark. 1999a, 1999b), iğne yapraklı ormanların toprağında pH'ın düşük olmasından dolayı özellikle nitrifikasyon oranının ya çok düşük ya da nitrat üretimi gerçekleşmemesi nedeniyle orman topraklarında biyolojik olarak alınabilir azotun en büyük kaynağını organik maddenin parçalanmasıyla serbest kalan amonyum oluşturmaktadır (Vitousek ve Matson 1985). Nitekim, nitrat miktarındaki değişim bozulmadan sonra otsu ve bodur çalı bitki örtüsü

ile tekrar doğal yolla tamir olan IICI pistin ve bozulmanın az olduğu IIIcü pistin iç kısımlarında daha belirgindir. Bu sonuçlar, organik maddenin niteliğindeki değişimlerin etkilerini göstermektedir. Bu durumu net mineral azot birikimlerinde de görebiliyoruz. Net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminde (kg/ha) toprağın her üç katmanı için de 21 günlük periyottan 63 günlük periyoda doğru pistlerin iç kısımlarında genel bir düşüş görülürken; I-Dış'ın haricinde, pistlerin dış kısımlarında genel bir artış izlenmiştir (Çizelge 4.5; Şekil 4.3). Net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ veriminde (kg/ha) ise toprağın 0-5 cm, 5-15 cm ve de 0-15 cm katmanları için 21 günlük periyottan 63 günlük periyoda doğru pistlerin hem iç hem de dış kısımları için genel bir artış mevcuttur (Çizelge 4.6; Şekil 4.4). Ancak bu artış, bozulmadan sonra otsu ve bodur çalı bitki örtüsü ile tekrar doğal yolla tamir olan IICI pistin ve bozulmanın az olduğu IIIcü pistin iç kısımlarında daha fazla olmuştur. Ayrıca, özellikle ICI ve IICI pistlerin dış kısımlarında da belirgin bir nitrat verim artışına karşın IIIcü pistin dış kısmında oldukça düşük olması, orman örtülüğünden kaynaklanmaktadır. Çünkü, bozulmamış dış kısımlardaki orman örtülüğü I<II<III şeklindedir ve farklı miktarda döküntünün birikimine yol açmaktadır. Hassink (1994), döküntü kalitesindeki değişimlerin azot mineralleşmesi ile ilişkili olarak toprak organik madde kompozisyonunda değişimlere yol açtığını rapor etmiştir. Orman ekosistemlerindeki ağaç türleri ürettikleri biyomas ile toprak organik maddesinin birikimini ve kimyasını etkileyerek azot mineralleşme oranları üzerinde etkili olmaktadır (Van Cleve ve ark. 1983; Nadelhoffer ve ark. 1983; Scott ve Binkley 1997; Lovett ve ark. 2004).

Genel olarak toprağın her üç katmanında da net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) veriminin en düşük I-İç alanında olduğu saptanmıştır. Hatta 0-5 cm, 5-15 cm ve toplam toprak katmanında (0-15 cm) negatif olmuştur (Çizelge 4.7; Şekil 4.5). Bu da

bozulmanın mineralleşme üzerindeki olumsuz etkisini göstermektedir. Özellikle bozulmadan dolayı meydana gelen erozyon süreci toprak organik maddesinin sistemden kaybolmasına yol açmaktadır. En şiddetli bozulmanın meydana geldiği I-İç alanında özellikle toprak organik C ve toplam azot değerlerinin diğerlerine göre oldukça düşük oluşundan dolayı azot mineralleşme oranı da düşük olmuştur. Rasmussen ve ark. (1998), azot mineralleşmesinin toprak organik maddesinin içerdiği toplam azot içeriği ile arttığını bildirmiştir. Toprak ortam etmenleri ile net mineral azot verimi arasındaki ilişkinin amonyum ve nitrat için farklı olduğu ortaya çıkmıştır (Çizelge 4.8-10). Net amonyum verimi ile toplam N, Organik C, C/N oranı ve organik madde arasında korelasyon anlamlı bulunmamışken ($P>0.05$), pH ile anlamlı negatif, maksimal su tutma kapasitesi (MSK) ile anlamlı pozitif ($P<0.05$) ilişki söz konusudur (Çizelge 4.8; Şekil 4.6). Nitrat verimi açısından bakıldığında sadece toprak toplam N'u ile arasında anlamlı pozitif ilişki saptanmıştır (Çizelge 4.9; Şekil 4.7). Net toplam mineral azot verimi ile ortam etmenlerinin arasında ise tümüyle anlamlı korelasyon ($P<0.05$) bulunmuş olup, bu korelasyon sadece toprak pH'ı ile negatiftir (Çizelge 4.10; Şekil 4.8).

Şiddetli toprak bozulması, birçok negatif etkilerle bitki büyümesini baştan sona azaltırken, bunlardan en yaygın olanı da toprak N içeriklerinde azalmaya yol açmasıdır (Bradshaw ve Chadwick 1980; Munshower 1994). Şiddetli bozulma sonucunda bitki örtüsünde azalma, toprak organik katmanının derinliğinde indirgenme, organik madde yüzeyinde kayıp, toprağın hacimsel yoğunluğunda artış ve süzülme oranlarında azalış (Marion ve Merriam 1985; Marion ve Cole 1996; Hammit ve Cole, 1998) meydana gelmektedir. Bunlara bağlı olarak da bunun sonucunda fiziksel ve kimyasal etkiler dolaylı ve dolaysız olarak toprak mikrobiyal topluluklarında ve süreçlerinde, besin içeriklerinde ve su tutma kapasitesinde olumsuzluklar (Lal ve Stewart 1992; Zabinski

ve Gannon 1997) meydana getirmektedir. Dünyanın değişik bölgelerinde de alpin kuşakta pist inşası ve hazırlanması sırasında benzer sonuçlar ortaya konmuştur (Löhmansröben ve Carnusca 1987; Urbanska, 1995; Bayfield 1996; Titus ve Tsuyuzaki, 1999; Ruth-Balaganskaya ve Myllynen-Malinen, 2000; Zabinski ve ark. 2002; Rixen ve ark. 2004; Wipf ve ark. 2005). Finlandiya (Ruth-Balaganskaya ve Myllynen-Malinen 2000), İsviçre (Urbanska ve Fattorini 2000) ya da Amerika (May ve ark. 1982; Chambers ve ark. 1990; Chambers 2000) gibi gelişmiş ülkelerde her ne şekilde olursa olsun bozulmuş alanların özellikle yerel yani bozulan alanda daha önce yayılış gösteren türler kullanılarak yeniden bitki örtüsüne kazandırılmasına çalışılmaktadır. Wipf ve ark. (2005), kayak pistlerinin, yüksek oranda doğal kaynaklar açısından koruma değerine sahip olan alpin bitki örtüsünün bulunduğu alanlarda oluşturulmaması gerektiğini vurgulamışlardır. Orman kuşağı üzerinde yer alan alpin bölgede makinelerle yapılan düzleştirmenin önemli erozyon olaylarına yol açacağı; bu alanlarda yeniden bitki örtüsünün yerleşmesinin çok uzun zaman alacağı hatta imkânsız olduğu bildirilmiştir (Urbanska ve Fattorini 2000).

Bu çalışma sonuçları, ülkemizin önemli bitki alanları arasında olan (Güleryüz ve ark. 2005) Uludağ Milli Park sınırları içinde yer alan Kış Turizm Merkezinde kurulan kayak pistlerinde, aşırı bozulmayla toprak kimyasal ve fiziksel özelliklerinde önemli değişimlerin meydana geldiğini; karasal ekosistemlerin birincil üretimini, tür çeşitliliğini ve tür kompozisyonunu etkileyen azot mineralleşmesinin (Chapin 1980; Wedin ve Tilman 1990; Olf ve ark. 1994; Keeney 1980; Knoepp ve ark. 2000; Ellenberg 1977; Runge 1983) olumsuz yönde etkilendiğini; bozulmadan sonra doğal süreçle tamir olan pistlerde mineralleşmenin, özellikle de nitrifikasyonun dış alana göre daha yüksek olduğunu ve toprak özelliklerinde iyileşmenin meydana geldiğini ortaya

koymuştur. Bu nedenle, alpin kuşakta pist inşası sırasında çok dikkatli davranılması gerekli olup, eğer pist yapılacaksa en azından tıraşlanarak bozulmuş alanların restorasyonla tamir edilmesi gereklidir.

KAYNAKLAR

ALLISON F.E. 1973. Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier, New York.

ANDRÉ J.E., H.W. ANDERSON. 1961. Variation of soil erodibility with geology, geographic zone, elevation, and vegetation type in northern California wildlands. *Journal of Geophysical Research* 66: 3351-3358.

ARSLAN H., G. GÜLERYÜZ, M. GÖKÇEOĞLU, H. REHDER 1999. Vegetation mosaic around the second center of tourism development in the Uludağ Mountain, Bursa, Turkey. *Turkish Journal of Botany* 23: 233-239.

BAYFIELD N.G. 1996. Long-Term Changes in Colonization of Bulldozed Ski Pistes at Cairn Gorm, Scotland. *The Journal of Applied Ecology* 33(6): 1359-1365.

BIEBER A.J., M.W. WILLIAMS, M.J. JOHNSON, T.C. DAVINROY. 1998. Nitrogen transformations in alpine talus fields, Green Lakes Valley, Front Range, Colorado, USA. *Arctic and Alpine Research* 30 (3): 266-271.

BRADSHAW A.D., M.J. CHADWICK 1980. The restoration of land. University of California Pres, Berkeley.

BRADSHAW A.D. 2000. The importance of soil ecology in restoration science. In: Urbanska K.M., Webb N.G., Edwards P.L. (Eds.), *Restoration Ecology and Sustainable Development*. pp 33-64. Cambridge University Pres, Cambridge (First paperback edition).

BREMNER J.M., D.R. KEENEY 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chemica Acta* 32: 485-495.

BROWN R.W., JOHNSTON R.S., K. VAN CLEVE. (1978). Rehabilitation problems of arctic and alpine regions. In: Shaller, F.W., Sutton P. (Eds.), *Reclamation of*

drastically disturbed lands. pp. 23-44. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

CHAMBER J.C. 2000. Restoring alpine ecosystems in the western United States: environmental constraints, disturbance characteristics, and restoration success. In: Urbanska K.M., Webb N.G., Edwards P.J. (Eds.), Restoration Ecology and Sustainable Development. First paperback edition, Cambridge University Pres. pp. 161-187.

CHAMBER J.C., J.A. MACMAHON, R.W. BROWN. 1990. Alpine seedling establishment: the influence of disturbance type. Ecology 71:1323-1341

CHANEY K., R.S. SWIFT. 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. Journal of Soil Science 35:223-230.

CHAPIN F.S.III. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics 11: 233-260.

CHAPIN F.S.III., C. KÖRNER. 1995. Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences. Springer, Berlin, Germany

CLAASEN V.P., R.J. ZASOSKI. 1998. A comparison of plant available nutrients on decomposed granite cut slopes and adjacent natural soils. Land Degradation and Development. 9:35-46.

CLAASSEN V.P., M.P. HOGAN. 2002. Soil nitrogen pools associated with revegetation of disturbed sites in the Lake Tahoe Area. Restoration Ecology. 10(2):195-203.

ELLENBERG H. (1977) Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecol. Plant. 12: 1-22

ELLENBERG H. 1988. Vegetation Ecology of Central Europe. 4th Ed., Cambridge University Pres, Cambridge

- ELSASSER H., P. MESSERLI. 2001. The vulnerability of the snow industry in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development* 21:335-339.
- FISCHER M., S. WIPF. 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104:1–11
- FOSTER G.R., R.A. YOUNG, M.J.M. RONKENS, C.A. ONSTAD. 1985. Processes of soil erosion by water. In: Follet F.R., Stewart B.A. (Eds.), *Soil erosion and crop productivity*. Madison (WI): American Society of Agronomy and Crop Science Society of America. pp 19-51.
- FOSTER M.M., P.M. VITOUSEK, P.A. RANDOLPH. 1980. The effects of ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*L.) on nutrient cycling in a 1st-year old-field. *American Midland Naturalist* 103:106-113
- FRECKMAN D.W. 1988. Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24:195-217
- GERLACH A. 1973. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnetto-mineralisation. *Scr. Geobot (Göttingen)* 5
- GOODALE C.L., J.D. ABER. 2001. The Long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications* 11:253-267.
- GROS R., L.J. MONROZIER, F. BARTOLI, J.L. CHOTTE, P. FAIVRE. (2004). Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration chronosequence of alpine grasslands following ski run construction. *Applied Soil Ecology* 27:7-22.

GÜLERYÜZ G. 1992. Uludağ Alpin Zonu Bazı Bitki Topluluklarında Besin Maddesi Dolaşımı ve Verimlilik Üzerinde Araştırmalar. Doktora Tezi, U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa

GÜLERYÜZ G. 1998. The Nitrogen mineralization in soil of some grassland communities in the alpine region of Uludağ mountain, Bursa. Turkish Journal of Botany 22:59-63.

GÜLERYÜZ G., H. ARSLAN, M. GÖKÇEOĞLU, H., REHDER. 1998. Vegetation mosaic around the First Center of Tourism Development in the Uludağ Mountain, Bursa-Turkey. Turkish Journal of Botany 22:317-326.

GÜLERYÜZ G., H. MALYER, G. KAYNAK, N. ÖZHATAY. 2005. Uludağ A2 (A) Bursa. Özhatay N., Byfield A., Atay. S. (Ed.), Türkiye'nin 122 Önemli Bitki Alanı. WWF Türkiye, İstanbul s. 81-83.

HAMMIT W.E., D.N. COLE. 1998. Wildland recreation: ecology and management. 2nd edition. John Wiley & Sons, New York.

HASSINK J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. Soil Biology and Biochemistry 26:1221-1231

HOBBS R.J., D.A. NORTON. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. Restoration Ecology 4:93-110.

HOLMES WE., D.R., ZAK. 1999. Soil microbial control of nitrogen loss following clear-cut harvest in northern hardwood ecosystems. Ecological Applications 9:202-215.

KEENEY D.R. 1980. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: a literature review. Forest Science 26:159-171.

- KETİN İ. 1983. Türkiye Jeolojisine Genel Bakış. T.C. İstanbul Teknik Üniversitesi Kütüphanesi, Sayı 1259, s. 20-22, 337-341.
- KNOEPP J.D., D.C. COLEMAN, D.A. CROSSLEY, J.S. CLARK. 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138:357-368.
- KNOEPP J.D., W.T. SWANK. 1998. Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant and Soil* 204:235–241.
- KÖRNER C. 1999. *Alpine Plant Life*. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- JOHNSON P.L., BILLINGS W.D. 1962. The alpine vegetation of the Beartooth Plateau in relation to cryopedogenic processes and patterns. *Ecological Monographs* 32:102-135.
- LAL R., B.A. STEWART 1992. Researcher and development priorities for soil restoration. *Advences in Soil Science* 17:433-440.
- LOVETT G.M., K.C. WEATHERS, M.A. ARTHUR, J.C. SCHULTZ. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: do species matter? *Biogeochemistry* 67:289-308.
- LÖHMANNSRÖBEN R., A. CERNUSCA 1987. Ursachen für Erosionsprozesse im Skigebiet Meran 2000. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 15:189–196.
- MARION J.L., MERRIAM L.C. 1985. Predictability of recreational impact on soils. *Soil Science of America Journal* 49:751-753
- MARION J.L., D.N. COLE. 1996. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. *Ecological Applications* 6:520-530.
- MARKS P.L., F.H. BORMANN. 1975. Revegetation following forest cutting: mechanisms for return to steady state nutrient cycling. *Science* 176:914-915

- MATSON P.A., W.J. PATRON, A.G. POWER, M.J. SWIFT. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509
- MAY D.E., P.J. WEBBER, T.A. MAY. 1982. Success of transplanted alpine tundra plants on Nivot Ridge, Colorado. *Journal of Applied Ecology* 19: 965-976
- MELZER A., G. GEBAUER, H. REHDER. 1984. Nitrate content and nitrate reductase activity in *Rumex obtusifolius*. II. Responses to nitrate starvation and nitrogen fertilization. *Oecologia (Berl.)* 63:380-385.
- MULDER C.P.H., D.D. ULIASSI, D.F. DOAK. 2001. Physical stress and diversity-productivity relationships: the role of positive interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*. 98:6704-6708.
- MUNSHOWER F.F. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Boca Raton, USA: CRC Press Inc.
- NADELHOFFER K.J., J.D. ABER, J.M. MELILLO. 1983. Leaf-litter production and soil organic-matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). *Canadian Journal of Forest Research* 13:12-21.
- NADELHOFFER K.J., M.R. DOWNS, B. FRY. 1999a. Sinks for ¹⁵N enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. *Ecological Applications* 9:72–86.
- NADELHOFFER, K.J., B.A. EMMETT, P. GUNDERSEN, O.J. KJONAAS, C.J. KOOPMANS, P. SCHLEPPI, A. TIETEMA, R.F. WRIGHT. 1999b. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398:145–148.
- OLFF H., F. BERENDSE, W. DE VISSER. 1994. Changes in N mineralization, tissue nutrient concentrations and biomass compartmentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Ecology* 82: 611-620.

ÖZTÜRK M., M., PİRDAL, F., ÖZDEMİR 1997. Bitki Ekolojisi Uygulamaları. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:157, Bornova İzmir.

PARFITT R.L., N.A. SCOTT, D.J. ROSS, G.J. SALT, K.R. TATE. 2003. Land-use change effects on soils of high N status: comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry* 66:203-221.

PIMENTEL D., C. HARVEY, P. RESOSUDARMO, K. SINCLAIR K., D. KURZ, M. MCNAIR, S. CRIST, L. SPHPRITZ, L. FITTON, R. SAFFOURI, R. BLAIR. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267:1117-1123.

PIMENTEL D., N. KOUNANG. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1:416-426.

RASMUSSEN P.E., C.L. Jr. DOUGLAS, H.P. COLLINS, S.L. ALBRECHT 1998. Long-term cropping sistem effects on mineralizable nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1829-1837

RIXEN C., V. STOECKLI, W. AMMANN 2004. Ground temperatures under ski pistes with artificial and natural snow. *Arctic, Antartic and Alpine Research* 36:403-411

RUNGE M. 1983. Physiology and ecology of nitrogen nutrition. In: Lange O.L., Nobel P.S., Osmond C.B., Ziegler H. (Eds.), *Encyclopedia of Plant Physiology*. N S 12C. Springer, Berlin Hiedelberg New York, pp.164-200.

RUTH-BALAGANSKAYA E., K. MYLLYNEN-MALINEN. 2000. Soil nutrient status and revegetation practices of downhill skiing areas in Finnish Lapland: a case study of Mt Ylläs. *Landscape and Urban Planning* 50:259–268.

- SCOTT N.A., D. BINKLEY. 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: Comparison across North American forest sites. *Oecologia* 111: 151-159.
- SAS Institute (1984-1995) SAS/STATICA Version 6.0 SAS Institute, Inc., Cary, North Carolina, USA.
- SINGER M.J., N.M. DONALD. 1999. *Soils: An Introduction*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey
- SMOLANDER A., V. KITUNEN, E. MÄLKÖNEN. 2001. Dissolved soil organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. *Biology and Fertility of Soils* 33:190-196
- STANFORD G., S.J. SMITH. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36:465-472.
- STEUBING L. 1965. *Pflanzenökologisches Praktikum*. Parey, Berlin, Hamburg
- THORN C.E. 1982. Gopher disturbance: its variability by Braun-Blanquet vegetation units in the Niwot Ridge alpine tundra zone, Colorado Front Range USA. *Arctic and Alpine Research* 14:45-51.
- TILMAN D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77: 350-363.
- TITUS J.H., S. TSUYUZAKI. 1999. Ski slope vegetation of Mount Hood, Oregon, USA. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 31:283-292.
- TROEH F.R., J.A. HOBBS, RL. DONAHUE 1991. *Soil and water conservation*. Englewood Cliffs (NJ): Prentice Hall
- URBANSKA K.M. 1995. Biodiversity assessment in ecological restoration above the timberline. *Biodiversity and Conservation* 4: 679-695.

- URBANSKA K.M., M. FATTORINI 2000. Seed rain in high-altitude restoration plots in Switzerland. *Restoration Ecology* 8:74-79.
- VAN CLEVE K., L. OLIVER, R. SCHLENTNER, L.A. VIREECK, C.T. DYRNESS. 1983. Productivity and nutrient cycling in taiga forest ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 13 (5):747-766
- VITOUSEK P.M., J.R. GOSZ, C.C. GRIER, M.M. MELILLO, W.A. REINERS, R.L. TODD. 1979. Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems. *Science* 204: 469-474.
- VITOUSEK P.M., W.A. REINERS. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience* 25: 376-381.
- VITOUSEK P.M., P.A. MATSON. 1985. Disturbance, Nitrogen availability and Nitrogen Losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66:1360-1376.
- WATSON A. 1985. Soil erosion and vegetation damage near ski lifts at Cairngorm, Scotland. *Biological Conservation* 33:363-381.
- WEDIN D.A., D. TILMAN. 1990. Species effects on nitrogen cycling - a test with perennial grasses. *Oecologia* 84: 433-441.
- WIPF S., C. RIXEN, M. FISCHER, B. SCHMID, V. STOECKLI. 2005. Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *The Journal of Applied Ecology* 42:306-316.
- ZABINSKI C.A., J. GANNON. 1997. Effects of recreational impacts on soil microbial communities. *Environmental Management* 21:233-238.
- ZABINSKI C.A., C.A. DeLUCA, D.N. COLE, O.S. MOYNAHAN. 2002. Restoration of highly impacted subalpine campsites in the Eagle Cap Wilderness, Oregon. *Restoration Ecology* 10:275-281.

ZAVITKOVSKI J., M. NEWTON. 1968. Ecological importance of snowbrush *Ceanothus velutinus* in Oregon Cascades. *Ecology* 49:1134-1145.

ZÖTTL H. 1958. Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation in Waldhumus durch den Bruthversuch. *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenkunde* 81:35-50.

EKLER

Ek 1. Toprak Örneklerinde Mineral Azotun Hesaplanması (Gerlach 1973; Öztürk ve ark 1997):

$$X = A \times f$$

X: Mineral azot (mg N_{min} / 100 g kuru toprak)

A: Titrasyonda harcanan 0.005 N H₂SO₄ (ml)

f: Faktör (toprak örneklerinde su içeriğinin oransal miktarı dikkate alınarak hesaplanır)

$$f = 1.225 \times S/K + 0.875$$

S: Nemli toprak ağırlığı

K: Kuru toprak ağırlığı

Ek 2. Mineral Azotun kg/ha cinsinden hesaplanması:

$$\text{kg/ha } N_{\min} = \frac{A \times B \times 0.444}{100}$$

A: 15x15x15 cm ölçekle alınmış hacimsel toprağın kuru ağırlığı

B: mg N_{min} / 100 g kuru toprak

0.444: g/cm² 'lik alana sahip kalıbın içerdiği toprak ağırlığının kg/ha birimine dönüştürülmesi için hesaplanan katsayı değeridir.

Ek 3. Toprak Örneklerinin Organik C (%) ve Organik Madde tayininde kullanılan formüller (Öztürk ve ark 1997):

$$\text{Organik C (\%)} = \frac{0.03 (c - d) \times f \times b}{axe}$$

c: Sarf edilen 0.1 N K₂Cr₂O₇ (ml)

d: Kör için sarf edilen 0.1 N K₂Cr₂O₇ (ml)

f: Faktör (f = 1)

b: Çözeltinin hacmi (250 ml)

a: Toprak örneğinin ağırlığı (g)

e: Çözeltiden alınan miktar

$$\text{Organik Madde (\%)} = \% C \times 1.724$$

Ek 4. Organik C ve Organik Maddenin kg/ha birimine dönüştürülmesi:

$$\text{Organik C (kg/ha)} = \frac{\% C \times \text{g/cm}^2 \text{ Kuru toprak}}{100} \times 444$$

$$\text{Organik Madde (kg/ha)} = \frac{\text{Org. Mad. (\%)} \times \text{g/cm}^2 \text{ Kuru toprak}}{100} \times 444$$

Ek 5. Toplam N hesaplama formülü (Öztürk ve ark 1997):

$$\text{Toplam N (\%)} = \frac{a \times 0.14 \times d}{b}$$

a: Titrasyonda harcanan 0.1 N H₂SO₄ (ml)

b: Yakılan toprak örneğinin ağırlığı (g)

d: Kjeldahl balonundaki çözeltinin bölünme faktörü

Ek 6. Toplam N (%)’ un kg/ha değerine dönüştürülmesi:

$$\text{Toplam N (kg/ha)} = \frac{\text{Toplam N (\%)} \times \text{g/cm}^2 \text{ Kuru toprak}}{100} \times 444$$

TEŞEKKÜR

Tez süresince bilhassa benden bilgisini ve emeğini hiçbir Şekilde esirgemeyen sayın hocam Doç. Dr. Gürcan Güteryüz'e ve ekibine, her durumda maddi ve manevi hep yanımda olan eşim Özkan Yakut' a, babam Özhan Kondu' ya, annem Ayşe Kondu' ya, kardeşim Erman Kondu' ya ve tüm dostlarıma teşekkürü bir borç bilir, bir ömür yüzünüzden tebessümün, bedeninizden sağlığın eksik olmamasını dilerim.

ÖZGEÇMİŞ

11.11.1979 tarihinde Bursa' da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Karacabey' de, lise öğrenimini Bursa Kız Lisesi'nde tamamladı. Hacettepe Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümünden 2002 yılında mezun oldu. Uludağ Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümünde 2002/2003 bahar döneminde yüksek lisans öğrenimine başladı.