



**BATI KARADENİZ BÖLGESİNDE YAYILIŞ GÖSTEREN
BAZI ORMAN TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA
AZOT MİNERALLEŞME POTANSİYELLERİ
ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR**

KAMİL TUNÇER



T.C.

ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BATI KARADENİZ BÖLGESİNDE YAYILIŞ GÖSTEREN BAZI ORMAN
TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞME
POTANSİYELLERİ ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR**

Kamil TUNÇER

Prof. Dr. Hülya ARSLAN

(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

BURSA -2016

TEZ ONAYI

Kamil Tunçer tarafından hazırlanan ‘‘Bati Karadeniz Bölgesinde Yayiliş Gösteren Bazı Orman Topluluklarının Topraklarında Azot Mineralleşme Potansiyelleri Üzerinde Araştırmalar’’ adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’ nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Hülya ARSLAN

Başkan : Prof. Dr. Hülya ARSLAN
Uludağ Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi
Biyoloji Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Serdar Gökhan şENOL
Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü
Botanik Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Serap KIRMIZI
Uludağ Üniversitesi Gemlik
Asım Kocabıyık Meslek Yüksek Okulu

Yukarıdaki sonucu onaylım.

Prof. Dr. Ali Osman DEMİR

Enstitü Müdürü

.././....

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

15/01/2016

Kamil TUNÇER

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

BATI KARADENİZ BÖLGESİNDE YAYILIŞ GÖSTEREN BAZI ORMAN TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞME POTANSİYELLERİ ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR

Kamil TUNÇER

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Hülya ARSLAN

Bu çalışmada Batı Karadeniz bölgesinde Safranbolu çevresinde doğal yayılış gösteren *Abies nordmanniana* (Stev) Spach., *Pinus sylvestris* L., *Pinus nigra* Arn. ve *Juniperus oxycedrus* L. topluluklarının topraklarındaki (0-5 cm ve 5-15 cm) azot mineralleşme potansiyelleri laboratuvar şartlarında standart inkübasyon yöntemi (%60 su tutma kapasitesi ve 20 °C) kullanılarak araştırıldı. Topluluklar bazı toprak özellikleri [toplam N (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, su tutma kapasitesi ve pH] ve azot mineralleşme oranlarına göre karşılaştırıldı ve mineral azot üretimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkiler basit korelasyon testi ile analiz edildi. Çalışma sonucunda 0-5 cm'lik toprak katmanı için toplam azot (% olarak) hariç, araştırılan toprak etmenleri açısından topluluklar arasında bir yönlü varyans analizi testi ile anlamlı fark tespit edildi ($P<0.05$). Aynı şekilde topluluklar arasında 63 günlük mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}$) verimi açısından da anlamlı fark belirlendi ($P<0.05$). İnkübasyon sonunda bu katmanda *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında nitrat veriminin yüksek, *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında amonyum veriminin yüksek olduğu tespit edilmiştir. Topluluklar arasında 5-15 cm'lik toprak katmanı için de araştırılan toprak etmenleri ve 63 günlük mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) verimi açısından anlamlı fark belirlenmiş olup nitrat veriminin *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluğunun topraklarında gerçekleştiği ortaya konmuştur. Araştırılan toplulukların topraklarında mineral azot üretiminin toprak pH'ı ve su tutma kapasitesi ile ilişkili olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Batı Karadeniz, azot mineralleşmesi, nitrifikasyon, *Abies nordmanniana*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Juniperus oxycedrus*.

2016, vii + 73 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

INVESTIONS ON NITROGEN MINERALIZATION POTENTIALS IN SOILS OF SOME FOREST COMMUNUTIES ON WEST BLACKSEA REGION

Kamil TUNÇER

Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Hülya ARSLAN

In this study, nitrogen mineralization potentials in the soils of (0-5 cm and 5-15 cm layers) *Abies nordmanniana* (Stev) Spach., *Pinus sylvestris* L., *Pinus nigra* Arn. and *Juniperus oxycedrus* L. communities were investigated by standart incubation method under laboratory conditions at 20 °C and 60% WHC. These communities were compared according to some soil parameters [total N (% and kg/ha), organic carbon (% and kg/ha), C/N ratio, Water Holding Capacity (WHC%) and pH] and mineralization ratios and the relationships the mineral nitrogen production and soil factors were analyzed by a simple correlation test. We found significant differences between plant communities according to soil (0-5 cm) parameters ($P < 0.05$) except for total nitrogen (%). Also, the differences among the communities according to net mineral nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) productivity (kg/ha/63 day^{-1}) was significant ($P < 0.05$). In this soil depth, nitrate productivity was highest in the soils of *P. sylvestris* ve *P. nigra* communities whereas amonium productivity was highest in the soils of *J. oxycedrus* community. The differences among plant communities regarding to examined soil parameters (5-15 cm depht) and inorganic nitrogen productivity ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) were significant. Similar to 0-5 cm soil layer, nitrification was high in the 5-15 cm soil layer of *P. sylvestris* ve *P. nigra* communities. We also found that mineral nitrogen production in the soils of these communities is related to the soil pH and water holding capacity.

Key Words: West Blacksea, nitrogen mineralization, nitrification, *Abies nordmanniana*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Juniperus oxycedrus*.

2016, vii + 73 pages

TEŐEKKÖR

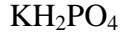
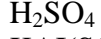
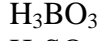
Tezimin hazırlanması aşamasında baŐta benden bilgisini, bŸyŸk emeğini ve her konuda sonsuz desteğini esirgemeyen danışman hocam sayın Prof. Dr. HŸlya ARSLAN olmak Ÿzere, laboratuvar çalıŐmalarımnda deneyler konusunda yardımını esirgemeyen Fatma Selcan SAKAR ve AŸegŸl AKPINAR'a ve bu sŸrete bana her zaman destek olan ve maddi-manevi yardımlarını esirgemeyen kıymetli aileme ve buraya ismini yazamadığım tŸm dost ve arkadaŐlarımna sonsuz teŐekkŸrlerimi sunarım.

Kamil TUNÇER

15.01.2016

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler



Açıklama

Borik Asit

Sülfürik Asit

Potasyum Alüminyum Sülfat

Potasyum Fosfat

Potasyum Nitrit

Potasyum Nitrat

Potasyum Hidroksit

Magnezyum Oksit

Mikrolitre

Sodyum Hidroksit

Sodyum Sülfat

Amonyum

Nitrit

Nitrat

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGE VE KISALTMALAR DİZİNİ	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	9
3. MATERYAL VE YÖNTEM	23
3.1. Araştırma Alanının Genel Durumu	23
3.2. Materyal	28
3.3. Yöntem	30
3.3.1. Örneklik Alanların Belirlenmesi ve Toprak Örneklerinin Alınması	30
3.3.2. Toprak Örneklerinde Oransal Nem (%) ve Su Tutma Kapasitelerinin (%) Belirlenmesi	31
3.3.3 Toprak pH'nın Ölçümü	32
3.3.4. Standart İnkübasyon Denemesi	32
3.3.5. Mineral Azot Tayini	32
3.3.6. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması	33
3.3.7. Toprak Örneklerinde Toplam N ve Organik C Tayini	34
3.3.8. Uygulanan İstatiksel Yöntemler	35
4. BULGULAR	36
4.1. Toprak Etmenleri	36
4.2. Mineral Azot	40
4.3. Net Mineral Azot Verimi	46
4.4. Toprak Ortam Etmenleri ve Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar	53
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	56
KAYNAKLAR	61
EKLER	70
ÖZGEÇMİŞ	72

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 3.1. Örneklilik alanın ulaşım haritası	23
Şekil 3.2. Karabük ilinin jeolojik haritası	24
Şekil 3.2.1. <i>Abies nordmanniana</i> (Göknar)	28
Şekil 3.2.2. <i>Pinus sylvestris</i> (Sarıçam)	29
Şekil 3.2.3. <i>Pinus nigra</i> (Karaçam)	29
Şekil 3.2.4. <i>Juniperus oxycedrus</i> (Katran ardıcı)	30
Şekil 3.3.1.1. Toprak örneklerinin alınması	31
Şekil 4.2.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) topluluklara göre değişimi (0-5 cm)	42
Şekil 4.2.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) topluluklara göre değişimi (5-15 cm)	45
Şekil 4.3.1. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) veriminin topluluklara göre değişimi (0-5 cm)	49
Şekil 4.3.2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) veriminin topluluklara göre değişimi (5-15 cm)	52

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 4.1.1. 0-5 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması	37
Çizelge 4.1.2. 5-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması	39
Çizelge 4.2.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması (0-5 cm)	41
Çizelge 4.2.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması (5-15 cm)	44
Çizelge 4.3.1. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için hesaplanan $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) verimine göre toplulukların karşılaştırılması (0-5 cm)	48
Çizelge 4.3.2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için hesaplanan $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) verimine göre toplulukların karşılaştırılması (5-15 cm)	51
Çizelge 4.4.1. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında net mineral azot verimi ile ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ kg/ha/63 gün ⁻¹ , $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ kg/ha/63gün ⁻¹ , $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$ kg/ha/63 gün ⁻¹) toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=15, α ;0.05; P<0.05 ilişki anlamlı, P>0.05 ilişki anlamsız).	53
Çizelge 4.4.2. Toprağın 5-15 cm'lik katmanında net mineral azot verimi ile ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ kg/ha/63 gün ⁻¹ , $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ kg/ha/63gün ⁻¹ , $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$ kg/ha/63 gün ⁻¹) toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=15, α ;0.05; P<0.05 ilişki anlamlı, P>0.05 ilişki anlamsız).	54

1. GİRİŞ

Azot atmosferde elementer (N_2) olarak bol bulunmasına rağmen, organizmaların çoğu için kullanılabilir değildir. Bu özellik azotun kısıtlı bir kaynak olmasına ve birçok ekosistemde verimliliği sınırlayıcı faktör olmasına neden olur. Azot ekosistemlerde inorganik (NH_4^+ ve NO_3^-) ve organik (aminoasitler ve nükleik asitler gibi) formda bulunabilir. Organizmalar tarafından gelişme için ve enerji için kullanıldıkça bir formdan başka bir forma dönüşür. Dolayısıyla azot atmosfer, toprak ve canlılar arasında çevrimi olan bir elementtir.

Atmosferdeki serbest azotun (N_2) bitkilerce kullanılabilmesi için bu azot (N) formunun fikse edilmesi gerekir. Bu süreçte moleküler azot iki atomuna ayrılır ve bu atomlar iki molekül amonyağı (NH_3) oluşturmak üzere hidrojenle (H) birleşir. Serbest azotun fiksasyonu, atmosferik abiyotik azot (yüksek enerjili) ve biyolojik fiksasyon olmak üzere iki şekilde gerçekleşebilir. Atmosferik fiksasyonda serbest azot, suyun hidrojeni (H) ve oksijen (O) ile reaksiyona girerek amonyak (NH_3) ve nitrati (NO_3^-) oluşturur. Bu reaksiyonlar için gerekli enerji kozmik radyasyon, şimşek ve meteorit sürüklenmeleri gibi doğal olaylardan sağlanır ve oluşan ürünler yağış ile yeryüzüne ulaşır (Smith, 1992). Serbest azotun biyolojik olarak fiksasyonu, bakteriler ve mavi-yeşil (cyano) bakteriler gibi organizmaların etkenliği ile gerçekleşir. Bu organizmaların bir kısmı karasal ve sucul ekosistemlerde serbest olarak yaşar, bir kısmı ise yüksek bitkilerle birlik (simbiyotik azot fiksasyonu) oluştururlar. *Azotobacter* ve *Clostridium* serbest yaşayan azot fikse edici bazı bakteri türlerini, *Nostoc* ve *Calothrix* ise mavi-yeşil (cyano) bakteri türlerini içerir. Simbiyotik azot fiksasyonunda nodül oluşturan Fabaceae üyeleri ile *Rhizobium* bakterileri, *Alnus* ve *Casuarina* gibi yüksek bitkiler ile Actinomycetes grubu (*Frankia* cinsi) mantarlar, tatlı su eğreltilerinden *Azolla* cinsine ait türler ile *Anabaena* ve *Azolla* arasındaki ilişkiler rol almaktadır. Simbiyotik azot fiksasyonunda serbest azotun fiksasyonu nodül oluşumu ile başlar ve karmaşık mekanizmaları kapsayan bir süreç olarak devam eder. Nitrogenaz enziminin etkenliği ile gerçekleşen simbiyotik azot fiksasyonunun ana ürünü olan amonyak, amino asitler ve amidler gibi azotlu bileşiklerin yapısına girer ve bitki bünyesine ulaşan azot, döngüye devam eder (Marschner, 1995).

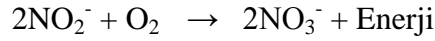
Azot bitkilerin kuru ağırlığının yaklaşık %1-5'ini oluşturur ve proteinlerin, nükleik asitlerin, klorofilin, koenzimlerin, fitohormonların ve sekonder metabolitlerin yapısına girer. Bitkilerin çoğu gelişimleri için gerekli azotu inorganik azot formları olan nitrat (NO_3^- -N) ve amonyum (NH_4^+ -N) şeklinde sağladıkları için, azot döngüsünde oksidasyon kademeleri verimlilik açısından önem arz etmektedir. Toprakta alınan inorganik azot bitkide çeşitli enzimlerin etkisi altında gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda organik bileşiklerin yapısına katılır (Solomonson ve Barber, 1990). Organik bileşiklerin yapısına katılan azot “immobilize azot formu” olarak adlandırılır. Bu azot daha sonra bitkiler ve diğer canlılara ait döküntüler yoluyla tekrar organik azot halinde toprağa verilerek azot döngüsüne katılır.

Doğal ekosistemlerde organik döküntünün parçalanması yolu ile mineral forma dönüşen azot, bitkiler tarafından kullanılabilen azotun çok önemli bir kısmını oluşturur. Dolayısıyla organik maddenin üretilmesi ve parçalanması karasal ekosistemlerde azot döngüsünün temel yürütücüsüdür (Butterbach-Bahl ve Gundersen, 2011). Toprakta organik maddenin parçalanması, öncelikle bakteri ve mantarların ekstraselüler enzimleri tarafından gerçekleştirilen depolimerizasyon ile başlar (Jackson ve ark., 2008).

Toprakta daha sonra gerçekleşen reaksiyonlar humifikasyon, amonifikasyon ve nitrifikasyon aşamalarıdır (Atlas ve Bartha, 1987). Organik maddenin parçalanmasında ilk aşama olan humifikasyon aşaması sonucunda oluşan humusun yapısında bulunan organik bağlı azot, mineralizasyonla amonyum (NH_4^+) ve nitrate (NO_3^-) dönüşür. Mineralizasyon, amonifikasyon ve nitrifikasyon aşamaları olmak üzere iki aşamada gerçekleşir. Organizmalara ait döküntünün yapısında bulunan organik azot öncelikle topraktaki bakteri ve funguslar tarafından amonyağa (NH_3) dönüştürülür. Bu aşama azot mineralleşmesinin ilk aşaması olan amonifikasyon aşamasıdır ve bu aşamada iş gören organizmalar süreçte enerji sağlarlar. Amonifikasyonda oluşan amonyak toprak çözeltisinde, suda ve karbonik asitte çözüldüğü zaman bitkilerin kolaylıkla alabildiği amonyum iyonunu meydana getirir. Amonifikasyonla meydana gelen amonyağın bir kısmı gaz halinde uçarak topraktan uzaklaşabilir.

Organik azottan mineral azota dönüşüm sürecinde bir sonraki aşama nitrifikasyon aşamasıdır. Nitrifikasyon küresel azot döngüsünün önemli aşamalarından biridir ve bu aşamada, amonifikasyon aşamasında oluşan amonyum (NH_4^+), önce nitrite (NO_2^-) ve daha sonra nitrata (NO_3^-) dönüşür. Nitrifikasyonun farklı mikroorganizmalar tarafından yürütülen iki farklı aşaması vardır. İlk aşama, amonyum okside ediciler olarak bilinen mikroorganizmalarca yürütülen amonyumun nitrite oksidasyon aşamasıdır. Aerobik amonyum okside ediciler, hidroksilamin ara ürünü oluşturarak amonyumu nitrite dönüştürürler. Bu süreç çok düşük miktarda enerji oluşturur. Bu organizmalar birçok fotosentetik organizma gibi organik karbon için karbondioksiti (CO_2) fikse eden ototroflardandır, fakat enerji kaynağı olarak ışık yerine amonyumu kullanırlar. Bu süreç *Nitrosomonas*, *Nitrosospira* ve *Nitrosococcus* genuslarına ait bakteriler tarafından yürütülür.

Nitrifikasyondaki ikinci aşama nitritin (NO_2^-) nitrata (NO_3^-) oksidasyonudur. Bu aşama nitrit okside edici bakteriler olarak bilinen organizmalar tarafından yürütülür. *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrococcus* ve *Nitrospina* nitrit oksidasyonunda görev alan organizmaları içeren genuslardır.



Organik maddenin parçalanması sırasında parçalanmada iş gören organizmalar enerji sağlar ve bu sırada bitkilerin ihtiyaç duydukları mineral besinler toprağa verilir. Fakat oluşan besin maddeleri bu işi yürüten bakteriler tarafından da kullanılır. Bu durumda organik azotun parçalanması sonucu oluşan mineral azot, hem yüksek bitkiler için hem de mikroorganizmalar için kaynak oluşturur. Yüksek bitkilerin azot kaynakları mikrobiyal gereksinimlerden arta kalan mineral azottur. Bu nedenle toprakta toplam mineral azot üretimi için “Brüt mineralizasyon” kavramı, mikrobiyal ihtiyaçların dışında kalan mineral azot üretimi için “Net mineralizasyon” kavramı kullanılır (Runge, 1983). Net mineralleşme belirli bir zamanda toprak çözeltisindeki net inorganik madde birikimidir. Net mineralleşme mikrobiyal gelişimin azottan ziyade karbonla sınırlanması durumunda gerçekleşir.

Toprağa ulaşan döküntünün ayrışma oranları çevresel koşullar, döküntünün kimyasal kompozisyonu ve toprak organizmaları gibi faktörler tarafından kontrol edilir (Beare ve

ark., 1992). Ayrışma sürecinde bu ölü organik madde, mikroorganizmalar tarafından parçalandıkça, azot ekzoenzimlerin aktivitesi ile çözülmüş organik madde olarak toprağa verilir. Bitkiler ve mikorizal mantarlar gelişimlerini desteklemek için çözülmüş organik maddeyi kullanabilirler. Ayrıştırıcı mikroorganizmalar da gelişimleri için gerekli azot (N) ve karbon (C) ihtiyaçları için çözülmüş organik azotu kullanabilirler. Çözülmüş organik azot ihtiyaçlarını karşılamak için yetersiz olduğunda, bakteriler toprak çözeltilisinden inorganik azotu (NH_4^+ ve NO_3^-) olarak immobilize edebilirler.

Organik azottan çözülmüş organik azota dönüşüm azot mineralleşmesinde ilk aşama olup, mineralleşme oranını belirler. Topraklardaki nispeten büyük miktardaki çözünmeyen organik madde varlığı mineralleşmenin bu ilk aşamasının sınırlı gerçekleştiğini ifade eder. Ölü organik maddedeki azotun çoğu, mikrobiyal membranlardan geçmek için çok büyük olan protein, nükleik asit ve kitin (fungal hücre duvarları ve böcek ekzoiskeletlerinden gelen) polimerleri olarak bulunur. Bu nedenle bakteriler büyük polimerleri mikrobiyal hücrelerden absorblanabilen aminoasit ve nükleik asit gibi küçük, suda eriyebilen alt birimlere parçalamak için proteaz, ribonükleaz ve kitinaz gibi ekzoenzimler salgılamak zorundadırlar.

Bitki topluluğunun kompozisyonunu ve verimini nitrat varlığı önemli derecede etkilediği için, mineral azot oluşumu sürecinde nitrifikasyon aşaması kritik öneme sahiptir (Adrianarisoa ve ark., 2010). Bu aşama ise çevredeki fiziksel koşullara (toprak sıcaklığı ve nem) karşı hassasiyet gösterir ve toprak tipine (Adrianarisoa ve ark., 2010), toprak pH'ına (Li ve ark., 2007), topraktaki C/N oranına (Goodale ve Aber, 2001), döküntüdeki lignin/N oranına (Joshi ve ark., 2003) ve vejetasyona bağlı olarak değişir (Falkengren-Grerup ve Schotelndreier, 2004).

Toprak sıcaklığı nitrifikasyonu kontrol eden çevresel faktörlerden biri olup (Machferet ve ark., 2002), bu süreç donmuş topraklarda da gerçekleşebilir (Freppaz ve ark., 2007). Azot mineralleşmesi geniş bir sıcaklık aralığında (0-70 °C) meydana gelmesine rağmen, mineralleşmede görev alan bazı mikrobiyal canlıların yaşadıkları bölgelerde sıcaklık gereksinimlerinin farklı olduğu ve bu nedenle mineralleşmenin gerçekleştiği sıcaklık sınırlarının da oldukça farklılık gösterdiği ifade edilmektedir (Runge, 1983).

Toprak nemi de mikrobiyal aktivite için önemlidir. Nitrifikasyon için toprak bünyesi ile ilişkili olan optimum toprak su içeriğinin %30-60 su tutma kapasitesi aralığında olduğu ifade edilmektedir (Bouwman, 1998). Toprağın tamamen neme doygun hale gelmesi durumunda anaerobik şartlar oluşacağı için, organik maddenin parçalanma süreci yavaşlar. Ayrıca toprakta su içeriğinin artması, mineralleşme sonucu oluşan ve bitkiler tarafından alınabilir azot formu olan inorganik azotun (NO_3^-) hareketinin artmasını sağlayarak, nitrat (NO_3^-) kullanımının artmasına da neden olabilir. Bitkiler ve mikroorganizmalar tarafından kullanılmayan nitrat ise toprak suyu ile yıkanarak uzaklaşır (Singer ve Donald, 1999). Nitrifikasyon kuru topraklarda da düşüktür. Çünkü ince su tabakası, amonyumun (NH_4^+) nitrifikasyon bakterilerine difüzyonunu sınırlar (Stark ve Firestone, 1995). Ekstrem kurak şartlarda düşük su potansiyeli, nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesini kısıtlar. Nitrifikasyonu kontrol eden bir diğer faktör oksijendir (Conrad, 2002). Çünkü nitrifikasyon bakterileri amonyum oksidasyonu için oksijene ihtiyaç duyarlar. Oksijen varlığı da toprak nemi, toprak bünye ve yapısı, mikroorganizma ve bitki köklerinin solunumu gibi faktörlerden etkilenir. Amonyum varlığı nitrifikasyon oranının en önemli belirleyicisidir. Toprak mikro boşluklarındaki amonyum konsantrasyonu, nitrifikasyon bakterilerinin diğer toprak mikroorganizmaları ile rekabet etmesine yetecek derecede olmalıdır. Bu özellikle enerji kaynağı olarak amonyuma bağımlı ototrofik nitriye ediciler için önemlidir. Nitrifikasyon bakterilerinin populasyonları verimsiz topraklarda çok küçüktür. Amonyum varlığında populasyonları büyüyebilir ve nitrifikasyon oranı artabilir. Bu etki bazı topraklarda hızlı olabilir fakat, diğerlerinde uzun süre alabilir. Geç süksesyonel evredeki bazı ekosistemlerde, nitrifikasyonu sekonder metabolitlerin inhibe ettiği ileri sürülmüştür (Rice, 1979). Geç süksesyonel evredeki ekosistemlerde nitrifikasyondaki düşüş genellikle amonyum varlığındaki düşüş ile açıklanmaktadır (Schimel ve ark., 1996). Nitrifikasyon bakterilerinin diğer etkenlerle sınırlanması, nitrifikasyonun yavaş olmasının sebepleri arasında olabilir. Bununla beraber birçok durumda amonyum varlığı, nitrifikasyon bakterilerinin hem populasyon yoğunluğu hem de aktiviteleri üzerindeki etkileri ile nitrifikasyon oranını kesin olarak yönetir.

Nitrifikasyon oranının düzenlenmesinde asiditenin etkisi kesin olmamakla birlikte (Chapin ve ark., 2002), toprak pH'ı organik maddenin parçalanmasında etkili olan

mikroorganizmaların parçalanmadaki etkinliğini belirleyerek azot mineralleşmesi üzerinde etkili olabilir. Tarım topraklarının laboratuvar inkübasyonlarında maksimum nitrifikasyon oranının pH 6.6-8.0 aralığında gerçekleştiği, pH 4.5'in altında önemsenmeyecek dereceye düştüğü belirtilmiştir (Paul ve Clark, 1996). Fakat asidik topraklara sahip birçok ekosistemde pH 4'ün altında bile nitrifikasyonun gerçekleştiği ifade edilmektedir (Stark ve Hart, 1997).

Ölü materyalin C/N oranı da organik maddenin parçalanmasını etkileyen en önemli toprak etmenlerinden biridir (Runge, 1974; 1983; Köhler ve ark., 1995; Šantrůčková ve ark., 2006; Li ve ark., 2014). Toprakta azot mineralleşmesinin C/N oranı ile ters orantılı olduğu ifade edilmesine rağmen (Persson ve ark., 2000; Li ve ark., 2014), bu ilişkinin aynı parçalanma derecesi ve aynı humus tipine sahip topraklarda karşılaştırılabileceği belirtilmiştir (Runge, 1983).

Bitki türleri ekosistemlerde N kullanma ve daha sonra ayrışıp azotu verecek biyoması üretme özellikleri nedeniyle N döngüsünün ayrılmaz parçasıdır. Fakat bitki türleri arasında N alım oranları, döküntü kalitesi ve birim N başına üretilen biyomas açısından farklılıklar vardır. Tüm bunlar ayrışma ve dolayısıyla N döngüsü için büyük önem arz eder. Bitki tür farklılıklarının N döngüsü üzerindeki etkisi uzun zamandan beri tartışılmakta olup, çeşitli araştırmalarda tür farklılığı ve bu farklılığın N havuzlarını ve akışlarını etkilediği rapor edilmiştir (Aerts ve Chapin, 2000).

Azot mineralleşmesi temel toprak özelliklerinin kontrolü altında gerçekleşen reaksiyonlar zinciri olmasına rağmen, bitkilerin de bu reaksiyonlarda önemli etkilere sahip olduğu bilinmektedir. Farklı türlerin yer aldığı benzer toprak tiplerinde N mineralleşme oranlarının farklı olduğu ve bu farklılığın döküntüdeki N konsantrasyonları, toprak altı biyomas (Malchair ve Carnol, 2009) ve lignin konsantrasyonuyla ilişkili olduğu ortaya konmuştur (Wedin ve Tilman, 1990). Farklı ağaç türlerinin N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarında farklılıklara sebep olduğu (Menyailo, 2009) ve yine farklı türlerin meydana getirdiği toprak kimyasındaki değişimlerin C ve N mineralleşmesi gibi toprak mikrobiyolojik aktiviteleri için önemli olabileceği bildirilmektedir (Menyailo ve ark., 2002). Bitkiler tarafından üretilen döküntü miktarı ve bu döküntünün kalitesi, topraktaki

mikrobiyal organizmaların aktivitesine etki eder ve dolayısıyla da toprakta azot dönüşüm oranlarını etkilemiş olur. Çünkü bitki türleri arasında, üretilen döküntünün ayrışabilme özelliği ve miktarı bakımından önemli farklılıklar vardır. Örneğin bitkiler tarafından üretilen sekonder metabolitlerden olan diterpen ve triterpenlerin C mineralleşmesini artırdığı, net N mineralleşmesini azalttığı belirtilmiştir. Bu durum, yüksek terpenlerin toprak mikrobiyal toplulukları için bir karbon (C) kaynağı olarak rol aldığını göstermektedir (Adamczyk ve ark., 2011).

Bitkiler topraktaki N dönüşüm oranlarını, topraktaki N kaynaklarını kullanarak da değiştirebilirler. Örneğin nitrifikasyon sürecinin substratı olan amonyumun bitkiler tarafından azot kaynağı olarak kullanılması nitrifikasyonu etkiler (Butterbach-Bahl ve Gundersen, 2011). Buna ilâveten bitkilerin kök eksüdatlarındaki zehirli bileşikler yoluyla nitrifikasyon aktivitesi üzerinde direk etkisi olabilir (Castaldi ve ark., 2009). Bazı tropikal otlak türlerinin *Nitrosomonas*'taki monooksijenaz ve hidroksilamin-oksidoredüktaz yollarını bloke eden nitrifikasyon inhibitörlerini içerdiği tespit edilmiştir (Subbarao ve ark., 2006).

Doğal ekosistemlerde orman örtüsünü oluşturan ağaç türlerinin topraktaki nitrifikasyonu etkilediği çeşitli araştırmacılar tarafından belirtilmiştir (Templer ve ark., 2002; Zeller ve ark., 2007 vd.). Ağaç türleri nitrifikasyonu farklı özellikleri ile kontrol edebilir ve bu özellikler taç yapısı ile başlayıp, toprak kök yüzeyine kadar uzanan bir aralıkta değişebilir (Adrianarisoa ve ark., 2010). Orman ekosistemlerini oluşturan ağaç türleri ve bu türlerin yönetimi ışık (Ranger ve ark., 2004), yağışın ulaşması ve evapotranspirasyonu etkileyerek spesifik mikroiklim koşulları oluşturabilir. Bu koşullar toprak sıcaklığı (Barg ve Edmonds, 1999), nem (Augusto ve Ranger, 2001) ve orman altı vejetasyonun kompozisyonunu ortaya koyar (Augusto ve ark., 2003). Lignin/N ve C/N oranları tarafından belirlenen yaprak döküntü miktarı ve kalitesi ağaç türleri arasında farklılık gösterir (Prescott ve Preston, 1994; Nugroho ve ark., 2006) ve orman topraklarında döküntü parçalanmasını, N mineralleşmesini ve nitrifikasyon oranlarını etkiler (Persson ve ark., 2000; Adrianarisoa ve ark., 2010). Yaprak döküntüsü ve humustaki fenoller, taninler (Kraus ve ark., 2004; Smolander ve ark., 2005) ve terpenoidler veya kökler yoluyla verilen

polifenolik bileşikler (Northup ve ark., 1995) direkt olarak nitrifikasyonu düşürebilir veya inhibe edebilir.

Diğer taraftan ağaç kökleri de rizosferdeki besinleri ve suyu kullanarak, yüzeylerinden enzimleri ve karbon bileşiklerini salgılayarak topraktaki mikrobiyal komuniteleri ve N dönüşüm oranlarını etkileyebilir. Kök eksüdatları mikrobiyal aktiviteyi uyaran veya inhibe eden bileşikleri içerebilir. Ayrıca, mineral azot düşük olduğunda ağaç kökleri nitrifiye edici bakterilerle amonyum için rekabete girebilirler. Mineral azotun bitkilerle mikroorganizmalar arasındaki dağılımı, rizosferdeki C ve N varlığı (Schimel ve ark., 1989), bitki ve mikroorganizmaların mineral azot tercihi (Harrison ve ark., 2007) iyonik hareketlilikteki farklılıklarla ilişkilidir (Adrianarisoa ve ark., 2010).

Bu çalışmada Batı Karadeniz bölgesinde doğal yayılış gösteren iğne yapraklı bitki topluluklarının topraklarında azot mineralleşme potansiyellerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla Safranbolu çevresinde yayılış gösteren *Abies nordmanniana* (Stev) Spach. (gök nar), *Pinus sylvestris* L. (sarıçam), *Pinus nigra* Arn. (karaçam) ve *Juniperus oxycedrus* L. (katran ardıcı) taksonlarının hâkim olduğu toplulukların topraklarında azot mineralleşme oranları laboratuvar koşullarında standart inkübasyon yöntemi ile araştırılmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Azot döngüsünün en önemli süreci olan topraktaki organik maddenin parçalanarak inorganik azotu meydana getirmesi, gerek doğal gerekse laboratuvar koşullarında yapılan çeşitli araştırmalara konu olmuştur.

Wedin ve Tilman (1990) yaptıkları çalışmada, bitki türlerinin azot dinamikleri üzerinde etkisini ortaya koymak için çok yıllık otsu bitki türlerini (*Agropyron repens*, *Andropogon gerardi*, *Agrostis scabra*, *Poa pratensis* ve *Schizachyrium scoparium*) çeşitli toprak tiplerinde monokültüre alarak, bu türlerin topraklarında 3 yıl süreyle net N mineralizasyonunu tayin etmişlerdir. Farklı türlerin yer aldığı benzer toprak tiplerinde mineralizasyonun yaklaşık 10 kat farklı olduğunu ve bu farklılığın türlerin dokularındaki N konsantrasyonu, toprak altı biyomas ve lignin konsantrasyonu ile ilişkili olduğunu ortaya koymuşlardır. Bu sonuçların vejetasyondaki tür kompozisyonu ile azot döngüsü arasındaki güçlü etkileşimi ifade ettiğini belirtmişlerdir.

Kavvadias ve arkadaşları (2001) tarafından yapılan çalışmada, Yunanistan'ın kuzeyindeki üç iğne yapraklı orman (*Pinus pinaster*, *Pinus nigra* ve *Abies borisiiregis*) ve bir yaprak döken (*Fagus sylvatica*) orman ekosisteminde döküntü birikimi, döküntü ayrışma oranları ve element içerikleri (N, P, K, Ca, Mg ve Na) araştırılmıştır. Döküntü miktarı ve element içeriğinin türe bağlı olarak değiştiği ve şu sırayla azaldığı tespit edilmiştir: *F. sylvatica* > *A. borisii* > *P. nigra* > *P. pinaster*. Taban alanı, ortalama yükseklik, yaş gibi alan özellikleri ile tanımlanan alan kalitesinin nispeten taze döküntüden oluşan L horizonunda, döküntü oluşumu ve element dönüşümü üzerinde anlamlı etkisinin olmadığını ortaya koymuşlardır. Buna karşın *P. nigra* ve *F. silvatica* topraklarında parçalanmanın hızlı olduğu, F horizonu ve humusun yüksek olduğu, H horizonlarındaki döküntü ve element birikimi ile alan kalitesi arasında pozitif, *A. borisiiregis*'te ise negatif anlamlı ilişki olduğunu tayin etmişlerdir. Araştırmacılar orman alanlarında döküntü oluşumu, mikro iklim koşulları ve alandaki besin durumu ile ilişkili olan ayrışma oranlarının önemli derecede farklılık gösterdiği sonucuna varmışlardır.

Parkin ve arkadaşları (2002), *Avena sativa* (yulaf) türünü kullanarak canlı bitkilerin topraktaki net azot mineralleşmesine etkisini araştırmışlardır. Çalışma sonunda canlı yulaf

bitkilerinin net azot mineralleşmesini %81'e varan oranda arttırdığı, fakat bu sonucun her toprak tipi için geçerli olmadığı belirtilmiştir. Net azot mineralleşmesi üzerine canlı yulaf bitkilerinin farklı etkisi, çalışmada kullanılan toprakların geçmişteki işlenme durumlarına bağlanmıştır.

Menyailo ve arkadaşları (2002) yaptıkları çalışmada, Sibirya'daki ağaçlandırma denemelerinde, toprakta ağaç türleri tarafından oluşturulan kimyasal değişimleri incelemiştir. Araştırmacılara göre, Sibirya'daki 30 yıllık ağaçlandırma denemeleri toprağın pH, çözülmüş organik karbon, çözülmüş organik azot, Na^+ , NH_4^+ , toplam C, C/N oranı, Mn^{+2} ve SO_4^{-2} gibi kimyasal özelliklerinde türe özgü değişimlere sebep olmuştur. Bu özelliklerden pH, çözülmüş organik karbon, çözülmüş organik azot, Na^+ , toplam C, C/N oranı toprak derinliğine göre de değişmektedir. NO_3^- , N, Al^{+3} , Ca^{+2} , Fe^{+3} , K^+ , Mg^{+2} , Cl^- ise türe ve derinliğe göre değişmemektedir. *Pinus sylvestris* ve *Picea abies* en düşük pH, en yüksek C/N oranı ve orta durumlu toprak C içeriğine sahipken, diğer iki konifer türü *Pinus cembra* ve *Larix sibirica* en yüksek pH ve C içeriği ile orta durumlu C/N oranına sahiptir. İki yaprak döken tür *Populus tremula* ve *Betula pendula* ise düşük C ve C/N oranına sahiptir. Araştırmacılar ağaçlar tarafından meydana getirilen toprak kimyasındaki değişimlerin C ve N mineralleşmesi gibi toprak mikrobiyolojik aktiviteleri için önemli olabileceğini ifade etmişlerdir.

Satti ve arkadaşları (2003) tarafından yapılan çalışmada, iğne yapraklı, yaprak döken çok yıllık odunsu ve herdem yeşil geniş yapraklı türlerin hakim olduğu 28 orman alanındaki azot dinamikleri, toprak kimyası ve yaprak döküntü kalitesi arasındaki ilişkiler araştırılmıştır. Araştırmacılar, potansiyel net N mineralleşmesi, net nitrifikasyon ve mikrobiyal N'u, toprak azot dinamikleri indikatörü; pH, organik karbon, total N, değişebilir kationlar ve değişebilir P'u, toprak kimyası indikatörleri; yaprak döküntüsündeki N ve lignin içeriği, C/N ve lignin/N oranları, yaprak döküntü kalitesi indikatörleri olarak kullanmışlardır. Üç iğne yapraklı orman alanı ve üç geniş yapraklı herdem yeşil orman alanı topraklarından birinde net N mineralleşmesinin diğer orman topraklarından düşük olduğu belirlenmiştir. Geniş yapraklı türler ile iğne yapraklı türler arasındaki toprak azot dinamiklerindeki farklılıktan lignin/N oranının sorumlu olmasına rağmen, geniş yapraklı

orman tipleri toprağında 23-28 arasında değişen değer, bu parametrenin bu grup içindeki farklılıklar için zayıf bir indikatör olduğu belirtilmiştir.

Owen ve arkadaşları (2003) Tayvan'ın merkezindeki orman (*Tsuga chinensis* ve *Yushana niitatakamensis*) ve otlak (*Yushania niitkayamensis* ve *Miscanthus transmorrisonensis*) topraklarında net N mineralleşmesini ve net nitrifikasyon oranlarını torba gömme yöntemi ile tespit etmişlerdir. Çalışma sonucunda, bu komunitelerin topraklarında mineralleşme oranlarının farklı olduğunu ve zamana bağlı olarak değiştiğini ifade etmişlerdir.

MacKenzie ve arkadaşları (2004) tarafından yapılan çalışmanın amacı, yangının orman (*Pinus ponderosa* Doug. Ex. laws ve *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) ve orman altı tür kompozisyonunun yapılanmasını ve değişikliklerin orman tabanı özelliklerini nasıl etkilediğini tayin etmektir. Bu amaçla Batı Montana (ABD)'da 132 yıllık bir süreçte tekrar gelişen ormanların vejetasyon özellikleri, toprak organik horizon derinliği ve biyokimyasal özellikleri belirlenmiştir. Araştırmacılar, yangından sonra geçen süre ile biyotik değişkenler arasında anlamlı bir ilişkinin olduğunu ve ekosistem fonksiyonunun bozulma rejimine sıkıca bağlı olduğunu belirtmişlerdir. *Pseudotsuga menziesii* taban alanının, toplam çalı ve orman tabanı kalınlığının yangından sonra zamanla arttığı gözlenirken, Graminoid ve diğer otsu türler değişmemiştir. Yine yangından sonra toplam C ve N, NH_4^+ ve potansiyel mineralize olabilir azot (PMN) açısından anlamlı bir artışın, NO_3^- içeriği açısından ise zamanla azalışın olduğu belirlenmiştir. Toplam fenolik bileşikler artmış olup, orman tabanı kalınlığının, toplam çalı örtüsünün, potansiyel mineralize olabilir azotun NH_4^+ ile pozitif ilişkili olduğu, NO_3^- içeriği ile ise negatif ilişkili olduğu saptanmıştır. Araştırmacılara göre bu sonuçlar, fenolik bileşiklerin biriktiğini ve N dönüşümlerini değiştirebileceklerini ifade eder.

Smolander ve arkadaşlarının (2005) yapmış olduğu çalışmada, Finlandiya'daki arazi denemesi alanındaki topraklarda ladin (*Picea abies* (L.) Karst) ve gümüş huş ağacı (*Betula pendula* Roth) topraklarının organik madde karakteristikleri ile C ve N dönüşümleri incelenmiştir. Bu araştırmanın sonuçlarına göre, toprak mikrobiyal biyomasındaki C ve N miktarı ve net N mineralleşme oranı huş ağacı topraklarında ladin topraklarından yüksektir.

Buna karşın C mineralleşme oranı birbirine benzerdir. Huş ağacı topraklarında çözünmüş organik azot içeriği (DON) ve düşük molekül ağırlıklı fenolik bileşikler yüksek iken, ladin ağacı topraklarında kondanse tanenler, ferulik ve kumarik asit yüksektir.

Ağaç türlerinin ormanlardaki N döngüsü üzerinde etkisini ortaya koymak için Lovett ve arkadaşları (2004), Catskill dağlarındaki (New York) 5 ağaç türünün (*Acer saccharum*, *Fagus grandiflora*, *Betula alleghaniensis*, *Tsuga canadensis*, *Quercus rubra*) hâkim olduğu küçük alanlarda N döngüsü karakteristiklerini tayin etmişlerdir. Araştırmacılar, ağaç türlerinin orman ekosistemlerindeki N döngüsü üzerinde kuvvetli bir etkiye sahip olduğunu ve bu etkinin toprak organik madde kalitesi tarafından yürütüldüğünü, fakat standart döküntü kalitesi ölçümlerinin bu kontrol mekanizmasını tam olarak açıklayamadığını ifade etmişlerdir.

Inagaki ve arkadaşları (2004), orman azot dinamikleri üzerinde orman tipi ve geçmişinin etkilerini belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada, Japonya'nın Shikoku bölgesindeki genç ve yaşlı ormanların (*Cryptomeria japonica*, *Chamaecyparis obtusa*, *Pinus densiflora* ve yaprak döken kereste ormanı) topraklarında yaprak döküntü kalitesi ve N mineralleşmesini 28 günlük laboratuvar inkübasyonu ile tayin etmişlerdir. N mineralleşmesinin 7.1-206.5 mg N kg⁻¹ aralığında ve orman tipine bağlı olarak değiştiğini tespit etmişlerdir. Araştırma sonucunda, yaprak döküntüsündeki N içeriği ve lignin/N oranının orman tiplerinde farklı, lignin/N oranının N mineralleşmesi ile çok sıkı ilişkili, orta yaşlı ormanların yaprak döküntüsünde lignin içeriğinin daha düşük ve genç ormanlarla karşılaştırıldığında N mineralleşme oranlarının oldukça yüksek olduğu rapor edilmiştir.

Monokrousos ve arkadaşları (2004), Akdeniz çalılıklarında farklı bitki türlerinin ve mevsimselliğin toprak mikrobiyal biyomas ve aktivite, toprak C, N ve P içeriği üzerinde etkisini ortaya koymak amacıyla yaptıkları çalışmada, üç herdem yeşil sklerofil (*Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus* ve *Erica* sp.), iki dimorfik çalı (*Globularia alypum* ve *Thymus capitatus*) ve bunların arasındaki otsu örtü altındaki toprakta kimyasal ve biyolojik değişkenleri araştırmışlardır. Araştırmacılara göre örnekleme periyodu ve bitki türlerinin etkileri araştırılan tüm değişkenler için anlamlı olmasına karşın, genel olarak bitki türüyle uyarılan mevsimselliğin hakim olduğu belirlenmiştir. Fosfor hariç tüm değişkenlerin Şubat

ayında yüksek olup mikrobiyal biyomas, N ve NO_3^- -N'in Haziran ayında, N mineralleşme oranının ve toprak solunumunun Eylül ayında, C mineralleşme oranının her iki dönemde de düşük düzeylerde olduğu belirtilmiştir. Sonuç olarak bitki hayat formlarının toprak biyokimyasal süreçlerindeki farklılıkları ortaya koyan bir faktör olduğu belirtilmiştir.

Pinus ponderosa ormanları Batı Montana (ABD)'da yangın ile yönetilen doğal ekosistemlerdir. 80-140 yıllık sürelerle oluşan yangın, yoğun *Pinus ponderosa* ve *Pseudotsuga menziesii*'nin karışık olduğu, Gramineae ve Ericaceae çalılarının hakim olduğu, orman altı tabakanın ve düşük N varlığı ile karakterize olan bitki örtüsünün oluşumuna yol açmıştır. Ericaceae çalılarının boreal ekosistemlerde toprak süreçlerini etkilediği ve azotu sınırlayan şartları oluşturduğu ifade edilmiştir. MacKenzie ve DeLuca (2006) *Pinus ponderosa* ormanlarında Graminoid (*Carex geyeri* Boott) ve Ericoid (*Arctostaphylos uva-ursi*) döküntü kimyasının toprak süreçleri üzerine etkisini ve yangının birikim ürünü ve C bileşiklerinin absorblayıcısı olan kömürün etkisini incelemişlerdir. Non-iyonik reçine kapsülleri C bileşiklerini, iyonik reçine doğal koşullarda net N mineralleşmesi ve nitrifikasyonu belirlemek için kullanılmıştır. Kömür uygulaması çalı döküntü mikrokozm denemesinde nitrifikasyonu artırırken, Graminoid denemesinde arttırmamıştır. Araştırma sonuçlarına göre, yangından sonraki kömürün bitki sekonder metabolitlerini absorblayarak nitrifikasyon mekanizmasını etkileyebileceği, zamanla kömürün C bileşiklerini absorblama yeteneğini kaybedebileceği, Ericoid döküntü ayrışması ve daha sonraki fenolik bileşik salınımının nitrifikasyonu etkileyebileceği rapor edilmiştir.

Šantrůčková ve arkadaşlarının (2006) yaptığı çalışmada, döküntü kompozisyonu ve kalitesinin element salınımı üzerindeki rolü üç aylık laboratuvar çalışması ile araştırılmıştır. İğne yapraklı türlerin hakim olduğu orman altından alınan topraklar 5 °C, 10 °C ve 15 °C'de inkübasyona tabi tutulmuştur. İki haftada bir karbon mineralleşmesi, NH_4^+ , NO_3^- , çözülmüş organik C ve P inkübasyonun başlangıç ve sonunda tayin edilmiştir. Sıcaklığın ayrışma oranı ve besin dönüşümleri üzerinde anlamlı bir etkisinin olmadığı, buna karşın C/N oranı ile ifade edilen döküntü kalitesinin etkisinin olduğu sonucuna varılmıştır. Araştırmacılar en yüksek ayrışma oranının *Athyriumalpestre* (eğrelti) toprağında olduğunu

Callamagrostis villosa > *Vaccinium myrtillus* > *Avenella flexuosa* > ladin ibreleri şeklinde azaldığını tespit etmişlerdir.

Bates ve arkadaşları (2007) tarafından yapılan çalışmada, *Juniperus occidentalis* ssp. *occidentalis* Hook. (Batı ardıcı) kesiminin, yaprak döküntü ayrışması ve N dinamikleri üzerine etkisi Doğu Oregon (ABD)'da 2 yıllık bir süre içinde araştırılmıştır. Kesilen ve kesilmeyen ardıç uygulamalarında yaprak ayrışmasını ölçmek ve karbon ve N akışlarını takip etmek için döküntü torbası yöntemi kullanılmıştır. İki yıl sonunda kesim uygulanan ardıç topraklarında döküntü kütle kaybının, kesim uygulanmayanlara göre %37 yüksek olduğu tespit edilmiştir. Araştırmacılar yüksek döküntü girişi, yüksek döküntü kalitesi ve mikro-çevresel değişikliklerin, kesim uygulanan alandaki yüksek ayrışma oranının temel sebepleri olabileceğini belirtmişlerdir. Döküntüden N verilisinin, kesim uygulaması yapılan ve yapılmayan alanlarda ayrışmanın ikinci yılında gerçekleştiği, kesim uygulaması yapılan alanda daha yüksek olduğu saptanmıştır. Araştırmacılara göre ardıç kalıntılarının alanda tutulması, besin maddelerinin saklanması ve ayrışma süreci ile serbest kalmasına izin vermiştir.

Kanerva ve Smolander (2007), *Betula pendula* Roth (Huş), *Picea abies* (L.) Karst (Norveç ladini) ve *Pinus sylvestris* L. (Kızılcım) ormanları altındaki döküntü, fermantasyon ve humus tabakalarındaki mikrobiyal aktiviteleri karşılaştırmak amacıyla yaptıkları çalışmada, bu tabakalardan alınan örneklerde pH'ı, C/N oranını, solunum oranını, NH_4^+ -N içeriğini, net N mineralleşmesini ve nitrifikasyon oranlarını, mikrobiyal C ve N'ü tayin etmişlerdir. Çalışma sonucunda huş ve ladin altındaki orman örtüsünün kızılcım orman örtüsünden daha aktif, türler arasındaki farklılıkların humus tabakasında düşük ve kızılcım örtüsündeki net N mineralleşmesinin ihmal edilebilir derecede düşük olduğu belirlenmiştir.

Kanerva ve Smolander (2008) tarafından yapılan bir diğer çalışmada, Norveç ladini ve kızılcım türlerinden elde edilen tanen fraksiyonlarının *Betula pendula* Roth topraklarındaki C ve N dönüşümlerine etkisi, bu türün humus tabakasından alınan örneklerin inkübasyonu ile belirlenmiştir. Araştırmacılar Norveç ladini ve kızılcım fraksiyonlarının etkilerinin çoğunlukla benzer, fakat etkilerinin büyüklük açısından farklı

olduğunu tespit etmişlerdir. Kızılçamın düşük molekül ağırlıklı fraksiyonlarının bakteriler tarafından ayrışmasının ladinin fraksiyonlarından daha kolay olduğu, her iki türün düşük molekül ağırlıklı fraksiyonlarının toprak solunumunu arttırdığı, fakat net N mineralleşmesini azalttığı ifade edilmiştir. Buna karşın yüksek molekül ağırlıklı fraksiyonların toprak solunumunu engellediği ve net N mineralleşmesini arttırdığı belirtilmiştir.

Güleryüz ve arkadaşları (2008), Uludağ'ın sub-alpin bölgesinde bozulmuş nemli ve kurak ortamlarda yayılış gösteren, *Verbascum olympicum* ve *Rumex olympicus* türlerinin dominant olduğu iki ruderal topluluğun topraklarında N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarını bir yıl süreyle arazi inkübasyonu yöntemi ile belirlemişlerdir. Araştırmacılar net N mineralleşme oranlarının bu iki toplulukta farklı olduğunu ve bu farklılığın organik C, toplam N ve toprağın nem içeriği ile ilişkili olabileceğini ortaya koymuşlardır.

Li ve arkadaşları (2009) tarafından yapılan çalışmada, doğal (*Pinus tabulaeformis*-Pt) ve ekzotik çam (*Pinus radiata*-Pr) türlerinin döküntü ayrışması ve bununla ilişkili azot dinamikleri açısından ekolojik işlevlerini karşılaştırmayı ve geniş yapraklı ağaç (*Cercidiphyllum japonicum*-Cj) veya çalı türleri (*Ostryopsis davidiana*-Od) döküntüsü varlığının iğne yaprakların ayrışması ve azot döngüsünü uyarıp uyarmadığını belirlemeyi hedeflemişlerdir. Bu amaçla saf ve karışık haldeki (Pt+Cj; Pr+Cj; Pt+Od; Pr+Od) döküntünün biyomas kalıntısı, N verilişi ve toprak azot dinamikleri, 84-günlük inkübasyon süresince mikrokozmlar denemesi ile belirlenmiştir. Daha zayıf substrat kalitesine sahip Pt ve Pr döküntüsünde ayrışma oranlarının Cj ve Od döküntülerinden düşük olduğu belirlenmiştir. Yüksek C/N oranlarından dolayı ayrışmanın ilk döneminde Pt ve Pr döküntüsünde azot miktarının sürekli arttığı, her örnekleme periyodunda Pt ve Pr mikrokozmları arasında inorganik N, çözülmüş organik N ve mikrobiyal N açısından anlamlı farklılığın olmadığı ve türlerin döküntü ayrışması ve azot dinamikleri açısından ekolojik fonksiyonlarının benzer olduğu ortaya konmuştur. Araştırmacılar Cj ve Od döküntü varlığının çam döküntüsünde ayrışma oranlarını ve toprakta alınabilir azotu arttırdığını tespit etmişlerdir.

Malchair ve Carnol (2009) yaptıkları çalışmada, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Picea abies* ve *Pseudotsuga menziesii* topraklarında toprağın kimyasal özellikleri, net N mineralleşmesi, nitrifikasyon, mikrobiyal C ve N belirlenerek toprak kimyası, mikrobiyal aktiviteler ve biyomasın ağaç türleri tarafından etkilendiği ve bu etkilerin alana göre değiştiğini ortaya koymuşlardır. Araştırmacılar ağaç türlerinin net N mineralleşmesi üzerindeki etkisinin toprak mikrobiyal biyomasının etkilenmesi yoluyla olabileceğini; ağaç türleri, orman altı vejetasyon, toprak özellikleri ve mikrobiyal süreçler arasındaki kompleks etkileşimlerin aydınlatılması için daha çok alanda çalışmaların yapılması gerektiğini ifade etmişlerdir.

Sharma ve Raghubanshi (2009), Hindistan'ın yaprak döken ormanlarında (Vindhyan) dünyanın en tehlikeli istilacı türü olarak kabul edilen *Lantana camara* türünün topraktaki N varlığı ve N mineralleşmesi üzerine etkilerini araştırmışlardır. Araştırmacılar bu türün örtü derecesinin artması ile döküntü miktarının arttığını ve döküntünün kimyasal kompozisyonunun doğal orman türlerinin döküntü kompozisyonundan çok farklı olduğunu tespit etmişlerdir. *Lantana camara* örtüsünün altındaki döküntünün yüksek N, düşük lignin içeriğine sahip olması ve daha uygun mikroiklim şartlarının varlığı ile ayrışmanın ve N salınımının hızlandığı belirtilmiştir. Araştırmacılar istilacı türün altında döküntü girişi ve kimyasal kompozisyondaki değişikliğin topraktaki N mineralleşmesi, N varlığı ve toplam N'ü pozitif ve anlamlı bir şekilde değiştirdiği sonucuna varmışlardır.

Kooijman ve Martinez-Hernandez (2009), döküntü kalitesi ve toprak N dinamikleri üzerine toprak şartlarının etkisini ortaya koymak için Lüksemburg'ta *Fagus sylvatica* L. ve *Carpinus betulus* L.'nin hâkim olduğu ve farklı toprak tipleri üzerinde yer alan 7 orman toprağının organik madde özelliklerini, mikrobiyal C ve N'ünü, net N mineralleşmesini laboratuvar inkübasyonu yöntemi ile belirlemişlerdir. Çalışma sonunda N varlığı üzerinde döküntü kalitesi etkilerinin toprak özelliklerinin etkilerinden daha az derecede önem arz edebileceği sonucuna varmışlardır.

Güleryüz ve Everest (2010), Doğu Akdeniz bölgesinde üç iğne yapraklı orman topluluğunun (*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*, *Abies cilicica* subsp. *cilicica*, *Cedrus libani*) topraklarında azot mineralleşme oranlarını laboratuvar koşullarında (20 °C ve %60 MSK)

standart inkübasyon yöntemi ile belirlemişlerdir. Araştırmacılar araştırılan toplulukların topraklarındaki azot mineralleşmesinin farklı, mineral azot üretiminin toplam azot ile kuvvetli bir şekilde ilişkili ve en yüksek toplam azot ve mineralleşme oranının *Abies cilicica* topluluğunun toprağında olduğunu tespit etmişlerdir. Bu sonuçların yüksek miktarda N içeren organik maddenin mineralleşme oranının, düşük miktarda N içeren organik maddenin mineralleşme oranından yüksek olduğu fikrini desteklediği belirtilmiştir.

Güleryüz ve arkadaşları (2010) bir diğer çalışmada, Akdeniz fitocoğrafya bölgesi yüksek dağ ekosistemine ait üç farklı bitki topluluğunun (otlak, bodur çalı ve orman) topraklarında yıllık net N mineralleşmesini arazi inkübasyonu yöntemi ile araştırmışlardır. Araştırma sonucunda toprak nemi ile ilişkili olarak N mineralleşme oranlarının mevsimsel bir değişim (ilkbahar ve sonbaharda yüksek) gösterdiği ve araştırılan topluluklar arasında N mineralleşme oranlarının farklı olup, otlak ve çalı topluluklarında orman topluluğundan yüksek olduğu ifade edilmiştir.

Arslan ve arkadaşları (2010), Uludağ Üniversitesi kampüsü (Bursa) alanında farklı orman tiplerinin (*Pinus brutia* plantasyonu, doğal ve seyrekleştirilmiş *Quercus robur*) topraklarında N mineralleşmesini arazi inkübasyonu yöntemi ile belirlemişlerdir. Çalışmada mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının ilkbahar ve yaz aylarında arttığı, toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NO₃⁻-N birikiminin doğal ve seyrekleştirilmiş *Quercus robur* topraklarında, *Pinus brutia* plantasyonu topraklarından yüksek olduğu belirlenmiştir. Araştırmacılar orman yönetim planlaması nedeniyle *Quercus robur* topraklarında net NO₃⁻-N birikiminin anlamlı bir şekilde değiştiğini fakat yıllık net N mineralleşmesinin benzer olduğunu ifade etmişlerdir.

Tian ve arkadaşları (2010) tarafından yapılmış bu çalışmada; farklı agroekosistemlerde çözünmüş organik madde, toprak enzim aktivitesi, C ve N mineralleşmesi arasındaki karşılıklı ilişkilerin belirlenmesi hedeflenmiştir. Bahar 2009 döneminde 5 farklı agroekosistemden alınan topraklarda (0-10 cm) çözünmüş C ve N, eriyebilir fenolik bileşikler, indirgeyici şekerler, aminoasitler, β-glukozidaz, fenoloksidaz, peroksidaz gibi enzim aktiviteleri ve C ve N mineralleşme oranları belirlenmiştir. Toprak peroksidaz aktivitesinin, indirgeyici şeker içeriği ile negatif, C ve N mineralleşmesi ile

pozitif ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Farklı agroekosistemlerde çözünmüş organik madde içeriğinin kimyasal kompozisyonunun farklı olduğu ve değişikliklerin peroksidaz aktivitesi ve mineralleşme süreçleri ile ilişkili olabileceği sonucuna varılmıştır.

Blanco ve arkadaşları (2010), Pirenelerde (Fransa ve İspanya arasındaki dağ sırası) değişen oranlarda (%20 ve %30) seyreden Akdeniz ve kıtasal ormanlarda 5 yıl süreyle yaptıkları çalışmada, *Pinus sylvestris* (sarıçam)'in dökülen yapraklarındaki biyoması ve kimyasal kompozisyonundaki değişiklikleri belirlemişlerdir. Ayırışma oranının Akdeniz ormanlarında (MF) kıtasal ormanlara (CF) göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ayırışma sürecinde selüloz ve ligninin bolluğu, yağış zamanlaması ve bunun göreceli bolluğu her iki alanda da benzerlik göstermiştir. Seyreltmeden sonraki ayırışma oranındaki azalmaların Akdeniz ormanlarında kıtasal ormanlardan daha yüksek olduğu görülmüştür.

Adrianarisoa ve arkadaşları (2010), Fransa'nın merkezindeki Breuil deneme alanındaki ağaç türlerinin nitrifikasyon üzerindeki etkisini incelemişlerdir. Yüksek nitrifikasyon alanları olarak ifade edilen *Fagus sylvatica*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii* plantasyonlarında nitrifikasyon potansiyelinin yüksek, düşük nitrifikasyon alanları olarak ifade edilen *Picea abies* ve *Abies nordmanniana* topluluklarında nitrifikasyon potansiyelinin düşük olduğunu tespit etmişlerdir.

Uludağ (Bursa, Türkiye) doğal yayılış gösteren *Abies bornmuelleriana* topluluğunun kayak pisti oluşturulması amacı ile bozulması sonucu topraktaki N mineralleşme oranlarındaki değişimler Güteryüz ve arkadaşları (2011) tarafından yapılan çalışmada incelenmiştir. Çalışma sonucunda bu doğal ormanların topraklarında su tutma kapasitesi, organik C, toplam N, N mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının aşırı bozulmaya bağlı olarak düştüğü rapor edilmiştir.

Adamczyk ve arkadaşları (2011) tarafından yapılan çalışmanın amacı, huş ağacı (*Betula pendula*) topraklarında C ve N dönüşümlerine diterpen (kolofoni ve abietik asit) ve triterpenlerin (beta-sitositerol) etkisini araştırmaktır. Bu amaçla Finlandiya'nın Kivalo bölgesi (azotça fakir) ve Kerimaki bölgesinden (azotça zengin) alınan topraklar laboratuvar koşullarında diterpen ve triterpenlerle inkübe edilerek, bu topraklarda C ve N mineralleşmesi, nitrifikasyon, mikrobiyal C ve N tayin edilmiştir. Araştırmacılar uygulanan

terpenlerin C mineralleşmesini arttırırken, net N mineralleşmesini azalttığını rapor etmişlerdir. Azotça zengin topraklarda net nitrifikasyonun terpenlerce tamamıyla inhibe edilmese de azaltıldığı ortaya konmuştur. Mikrobiyal C ve N'un terpen uygulaması ile artış eğiliminde olduğu ve terpenlerin toprak mikrobiyal komuniteleri için bir karbon kaynağı olarak görev yapabileceği ifade edilmiştir.

N mineralleşmesi ile bitki döküntüsü kimyasal kompozisyonu arasındaki ilişkiyi ortaya koymak amacıyla Vahdat ve arkadaşları (2011) tarafından yapılan çalışmada N, selüloz, hemi-selüloz, lignin içeriği ve C/N oranına sahip 8 farklı bitki döküntüsü 90 gün süreyle laboratuvar (kalkerli toprakta, 25 °C ve %50 su tutma kapasitesinde) ortamında inkübe edilmiştir. Lignin konsantrasyonunun, topraktaki N dinamikleri üzerinde bitki kalıntılarının etkisini tahmin edebilmek için en önemli faktör olduğu sonucuna varılmıştır.

Tecimen ve Kavgacı (2011) yaptıkları laboratuvar çalışmasında, farklı yaşlardaki (2-70 yıllık) *Pinus brutia* Ten. orman ve maki topluluğu topraklarında N mineralleşme oranlarının topluluğun yaşı ve toprak özellikleri ile yakın ilişkili olduğunu, yeni gelişmekte olan alanlarda mineralleşmenin çok sınırlı olduğunu tespit etmişlerdir.

Slomander ve arkadaşlarının (2012) yapmış oldukları derleme çalışmasında, genel olarak Kuzey orman topraklarındaki N dönüşümlerine bitki sekonder bileşiklerinin etkileri tartışılmıştır. Fenolik bileşikler ve terpenler olmak üzere iki ana gruba ayrılan bitki sekonder bileşiklerinin, eldeki verilere göre topraktaki C ve N dönüşümlerinde değişiklik gösterebildiği, ancak bunların kuzey orman topraklarındaki rolü ve önemi kesin olarak tespit edilemediği belirtilmiştir. Laboratuvar denemelerinde, iğne yapraklıların toprak atmosferinde belirli miktarda bulunan uçucu monotерpenlerin net N mineralleşmesi ile nitrifikasyonu inhibe ettiği, bu bileşiklerin toprağın mikrobiyal popülasyonunun bir bölümü için C kaynağı olabilirken, bir bölümü için de zehir etkisi yapabileceği ifade edilmiştir. Araştırmacılara göre yüksek terpenlerin toprak süreçlerindeki etkileri hakkındaki bilgiler sınırlıdır. Laboratuvar denemelerine göre, fenolik bileşiklerin önemli bir grubu olan yoğunlaşmış tanenlerin (proteinler ve bazı organik N içeren bileşiklere bağlanma mekanizması ile), topraktaki C ve N döngüleriyle ilgili mikrobiyal süreçleri etkilediği belirlenmiştir. Alan çalışmalarında ise, orman toprağında terpenlerin veya fenolik

bileşiklerin oluşumu ile C veya net N mineralleşmesinin oluşumu arasında ilginç ilişkiler olduğu tespit edilmiştir. Bazı durumlarda, bu ilişkiler laboratuvar deneylerinde olduğu gibi pozitif ilişki şeklinde olsa da her zaman bu ilişki tespit edilememiştir. Farklı orman yönetimi uygulamalarının toprağa giren fenolik bileşiklerin ve terpenlerin, hem miktar hem de kalitesinde değişikliklere sebep olabileceği belirlenmiştir.

Gómez-Rey ve Manuel Madeira (2013), Güney Portekiz'deki meşe koruluğunda çalı işgalinin topraktaki C ve N dinamikleri üzerine etkilerini araştırmak amacıyla yaptıkları çalışmada çalı (*Cistus ladanifer* L. veya *Cistus salviifolius* L.) istilasına uğramış ve uğramamış olan meşe (*Quercus suber* L.) topluluklarının topraklarında C ve N dinamiklerini incelemiştir. Araştırmacılara göre sonuçlar, çalı istilasının uzun dönemde toprakta organik C birikimi potansiyeline sebep olduğunu, çalı istilası ile uyarılan C ve N döngüsünün *Cistus* türlerinin varlığına bağlı olabileceğini göstermektedir.

Jiang ve arkadaşları (2013), Tibet yaylası otlaklarında yaptıkları çalışmada, topraktaki C ve N dinamikleri üzerinde döküntü çeşidi ve özelliklerinin etkisini belirlemeyi hedeflemiştir. Bu amaçla *Kobresia humilis* (saz otu), *Elymus nutans* (çayır türü), *Saussurea superba* (otsu) ve *Oxytropis falcata* (legümen) döküntülerini tek tek ve karışık kültür şeklinde içeren toprakları inkübe etmişlerdir. İnkübasyon süresince CO₂ verilmesine ilaveten, topraktaki alınabilir mikrobiyal C ve N inkübasyondan önce ve sonra tayin edilmiştir. Döküntü karışımlarının CO₂ salınımı, net N mineralleşmesi, mikrobiyal C ve N üzerine etkilerinin olduğu belirlenmiştir. Döküntü karışımının net N mineralleşmesi üzerindeki etkisinin (sinerjistik etki) alınabilir N varlığını arttırdığı, alpin otlak komunitelerinde yüksek ve düşük N içeriğine sahip türlerle dengelenmesinin toprak C salınımı ve bitkilerle toprak bakterileri arasındaki alınabilir N için rekabet açısından yararlı olacağı belirtilmiştir.

Li ve arkadaşları (2014), ağaçlandırmanın karasal ekosistemlerdeki azot döngüsü üzerindeki etkilerini belirlemek amacıyla Çin'in merkezinde (Danjiangkou havzası) konifer ağaç (*Platycladus orientalis* (Linn.) Franco) ve çalı (*Robinia pseudoacacia* ve *Amorpha fruticosa*) plantasyonunu ve bunlara komşu tarım alanındaki topraklarda (0-10 cm) net azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarını kapalı alan tüp tekniği kullanarak bir yıl boyunca

araştırmışlardır. Bu araştırmaya göre ağaçlandırma, net N mineralleşmesini ve inorganik N içeriğini anlamlı olarak azaltmış, amonifikasyon oranı ve NH_4^+ -N konsantrasyonunu arttırmıştır. Temel inorganik N formu, tarım alanında NO_3^- -N iken, orman plantasyonunda NH_4^+ -N'dur. Net N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranı toprak sıcaklığından ziyade toprak nemine karşı daha hassastır ve toprak nemi ile pozitif ilişkilidir. Buna karşın Net N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranı eriyebilir organik karbon (SOC) ve C/N oranı ile negatif ilişkilidir. Bu sonuçlar, artan dirençli C girişinin ve bitki N alınımından dolayı ağaçlandırmanın N mineralleşmesini azaltabileceğini ifade etmektedir.

Çin'in merkezi bölgesinde (Danjiangkou havzası) Li ve arkadaşları (2014) tarafından belirlenen alanlarda yapılan çalışmanın devamı niteliğinde olan bir diğer çalışmada (Deng ve ark., 2014) ise plantasyon alanlarında rizosfer toprağı ve açık alanlardan alınan topraklarda, toprak organik karbon ve azotu (SOC ve SON), net N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranları, inorganik N içerikleri belirlenmiştir. Araştırmacılar ağaçlandırmanın rizosferde toprak organik karbonunu (SOC) attırdığını, fakat toprak organik N içeriğini (SON) değiştirmedığını, yüksek miktardaki düşük nitelikli (yüksek C/N oranı) döküntü girişinden dolayı, rizosferdeki toprak karbon direnci indeksini (RIC) arttırdığını, fakat toprak azot direncini (RIN) azalttığını belirtmişlerdir. Ayrıca, ağaçlandırmayı takiben açık alanlarda toprak organik azotunun, inorganik azot konsantrasyonunu ve net N mineralleşmesini azalttığını rapor etmişlerdir.

Yang ve Zhu (2015) tarafından yapılan çalışmada, Çin'in Kuzeydoğusunda 5 ağaç türünün (*Quercus mongolica*, *Juglans mandshurica*, *Fraxinus rhynchophylla*, *Fraxinus mandshurica* ve *Acer mono*) hâkim olduğu döküntünün, toprağın biyokimyasal özellikleri üzerine etkisi incelenmiştir. Çalışmada bu ağaç türlerinin yaprak döküntüsünün organik C'un parçalanması, N mineralleşmesi, toprak mikrobiyal biyomas, mikrobiyal biyomastaki çözünebilir organik bileşikler, enzim aktivitesi ve pH gibi özelliklerine kısa dönemli etkisini belirlemek için 42 günlük laboratuvar denemesi gerçekleştirilmiştir. Araştırmacılar düşük lignin konsantrasyonu, lignin/N oranı ve yüksek değişken (labile=labil) C havuzundan dolayı *Fraxinus mandshurica* ve *Acer mono*'ya ait yaprak döküntüsünün diğer türlerinkinden daha hızlı bir şekilde parçalandığını belirlemişlerdir. Bu türlerde azot

varlığını etkileyen N immobilizasyonunun daha düşük olduğu, *F. mandshurica* yaprak döküntüsünün eklenmesinin bu türün topraktaki besin döngüsünü hızlandırabileceği sonucuna varmışlardır.

Yoon ve arkadaşları (2015), Kore'nin orta kısımlarında nispeten yüksek rakımlarda (410-440 m) yayılış gösteren *Pinus densiflora*'nın hâkim olduğu ormanlar ve daha düşük rakımlarda (40 m) *Alnus japonica*'nın hâkim olduğu ormanların topraklarında N dönüşüm oranları ve N varlığını araştırmışlardır. Azotça zengin şartlara sahip olduğu kabul edilen *Alnus japonica* ormanı topraklarında, net N mineralleşmesinin toprakta biriken amonyum tarafından baskılandığı ve topraktaki sıcaklıkla bağımlı olmadığı tespit edilmiştir. Diğer taraftan, nispeten orta durumlu azot koşullarına sahip olduğu düşünölen *Pinus densiflora* ormanı topraklarında net N mineralleşmesinin toprak sıcaklığı ve nem içeriği gibi çevresel koşullarla ilişkili olduğu belirtilmiştir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Araştırma Alanının Genel Durumu

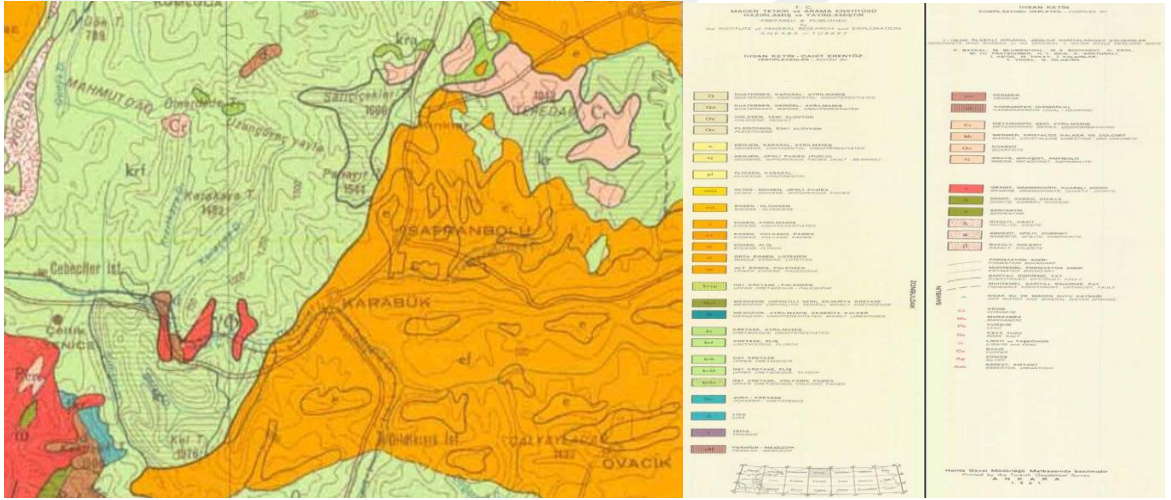
Araştırmamız Karabük İline bağlı Safranbolu İlçesi çevresinde yürütülmüştür. İlçenin kuzeyinde Bartın İline bağlı Ulus İlçesi, güneyinde Ovacık ve doğusunda Eflani İlçeleri, batısında Karabük İl Merkezi bulunmaktadır. İlçe merkezinin ve yakın çevresinin denizden yüksekliği yaklaşık olarak 600 m'dir. Buradaki kalker platosunda yer alan şehir merkezi, Gümüş ve Akçasu Derelerinin birleşmesinden oluşan Tabakhane ve Bulak Dereleri tarafından parçalanmıştır. Bulak ve Tabakhane Dereleri Araç Çayına doğru gömük menderesler oluşturarak akmaktadır. Safranbolu çevresinde, Araç Çayı ve kollarının parçaladığı platoluk alan üzerinde kuzeydoğuya doğru uzanan Sipahi Dağı yer almaktadır. Daha kuzeyde kalan Eflani çevresinde düzlükler geniş yer tutar. Burada 1416 m. yüksekliğindeki Göktepe ve Tepedağ en önemli yükseltilerdir. Safranbolu çevresindeki Sarıçiçek Yaylası ve Uluyayla en önemli düzlük alanlardır (Filiz, 2007).



Karabük İl merkezinin 25-30 km, Safranbolu İlçe Merkezi'nin ise 15-20 km kuzeydoğusunda Gürleyik piknik alanı, Kırıklar ve Yukarı Dana köyleri arasında kalan yaklaşık 15 km²'lik bir alan çalışma alanımızı oluşturmakta olup denizden yüksekliği ise 1000 m kadardır (Şekil 3.1.).

Şekil 3.1. Örneklik alanın ulaşım haritası
(Ölçek: 1/1500000) (Işık ve ark., 2006'a göre)

Karadeniz Bölgesinin batısında yer alan Karabük ve çevresinde, Birinci zamandan, Kuvaterner'e kadar değişik yaşlarda, pek çok litolojik birim gözlenmektedir. Karabük-Safranbolu Tersiyer havzası, batıda Bolu'nun kuzeyinden başlayıp doğuda Çelebiler ve Kastamonu'ya değin uzanan, genişliği batıda 2-2,5 km'den doğuda 30-35 km'ye değin değişen, yaklaşık KD-GB uzanımlı ve hemen tümüyle Eosen yaşlı tortul kayalarla doldurulmuş, huni biçimli bir alandır. Havza, güneyden Çağlayan Formasyonu ve Anadolu napı ile kuzey ve kuzeybatıdan ise Jura öncesi yaşlı metamorfitle ve yine Çağlayan Formasyonu ile sınırlıdır. Karabük'te III. Jeolojik zamanda oluşan kalkerli (Kireçtaşı) araziler geniş yer kaplar. Kireçtaşları arasında killi ve kumlu tabakalarda bulunmaktadır.



Şekil 3. 2. Karabük ilinin jeolojik haritası (Ölçek: 1/1500000) (Işık ve ark., 2006'a göre)

Bölgede temel birimleri oluşturan Paleozoyik yaşlı formasyonlar batıda, kuzeyde ve doğuda sınırlı alanlarda yüzeylemiştir. Temel birimler üzerine gelen Mezozoyik yaşlı birimler, İnaltı Formasyonu kireçtaşları olarak ve Ulus Formasyonu da fliş serisi olarak temsil edilmişlerdir. Akarsu vadilerinde Kuvaterner yaşlı alüvyon çökelleri en genç birimleri oluşturur. Kuzey Anadolu Dağlarının bir parçası olan Karabük'teki dağlar, ana çatısı Alp Orojeniziyle ortaya çıkan kıvrım dağlarıdır. İlimizde, farklı devirlere ait Jeolojik birimler geniş alanlara yayılmıştır. Farklı ortamlarda, farklı litolojik özelliklerde oluşan bu birimler, farklı zamanlardaki tektonik olaylarla, kıvrılmışlar, kırılmışlar, yer yer yükselimleri, yer yer de çöküntü alanlarını meydana getirmişlerdir. (Karabük Gıda, Tarım ve Hayvancılık İl Müdürlüğü, 2013).

İlin toplam yüzölçümü 410.969 hektar olup, 103.074 hektarını tarıma elverişli arazi, 13.383 hektarını tarım dışı arazi, 25.713 hektarını çayır ve mera arazisi ile 268.799 hektarını orman ve fundalık arazi oluşturmaktadır (Karabük Gıda, Tarım ve Hayvancılık İl Müdürlüğü, 2013).

Karabük'te çeşitli toprak gruplarına rastlamak mümkündür. Alüvyal topraklar, Kolüvyal topraklar, Kırmızı sarı podzolik topraklar, Gri-kahverengi podzolik topraklar, Kahverengi orman toprakları, Kireçsiz Kahverengi orman toprakları ilin topraklarını oluşturmaktadır. İlin yüzölçümünün %68.69'unu oluşturan Kahverengi orman topraklarına merkez ilçede yoğun olarak rastlamak mümkündür. Bu toprakların büyük çoğunluğu orman-fundalık ve mera arazilerini oluşturmaktadır. Karabük çevresinde ve küçük akarsu vadilerinde kolüvyal topraklar (K) görülürken, ilin bazı kesimlerinde gri-kahverengi podzolik topraklar (GK) bulunmaktadır. Kolüvyal topraklar (K), genellikle dik eğimlerin eteklerinde ve vadi ağızlarında yer alırlar. Yer çekimi, toprak kayması, yüzey akışı ve yan derelerde taşınarak biriken materyaller üzerinde oluşmuş (A) C profilli genç topraklardır. Gri-Kahverengi podzolik topraklar (GK) ise serin ve yağışlı iklimlerde çoğunlukla yaprağını döken kısmen de iğne yapraklı orman örtüsü altında ve değişik ana madde üzerinde bulunurlar. Profilleri ABC şeklindedir. Oluşumlarında hafif seyreden bir podzolizasyon hüküm sürer. Tipik örneklerinde üstte ince ve çürümemiş yaprak katı, bunun altında 5-10 cm kalınlıkta koyu grimsi kahverengi granüler humus katı yer alır. Reaksiyonu hafif asit veya nötrdür (Karabük Gıda, Tarım ve Hayvancılık İl Müdürlüğü, 2013).

Araştırma alanımızın yer aldığı Karabük İli Türkiye'nin kuzeyinde ve Batı Karadeniz Bölgesinde bulunmaktadır. Atalay (2010)'a göre, Karadeniz iklimi üç alt iklim grubuna ayrılır. Bunlardan nemli-ılıman Karadeniz iklimi Kuzey Anadolu dağlarının kuzey yamaçlarında hüküm sürer. Sıcaklık Ocak ayında sahillerde yaklaşık 5-6 °C civarındadır. Fakat 1000 m yükseklikte 0 °C'ye kadar düşer. Temmuzda ise sıcaklık sahil kesimlerinde 22-24 °C arasında olup 1000 m'lerde 20 °C'ye düşer. Yıllık ortalama yağış 1000 mm üzerinde, her mevsim yağışlı ve nem yüksektir. Su eksikliği görülmez.

Karadeniz dağlarının kuzey kesimlerinde 1000 m'nin üzerinde nemli soğuk iklim hakimdir. Yıllık yağış 1000 mm'nin üzerinde, orografik yağışlardan dolayı yaz mevsimi yağmurlu ve kuzey kesimlerde hakim olan sis yaygın bir özelliktir. Ortalama yıllık sıcaklık 1000-2000 m yükseklikler arasında 6-12 °C arasında değişir. Kış sıcaklıkları çoğunlukla donma noktasının altındadır.

Karadeniz ardı bölgesinde Kastamonu platosu ve depresyonlar boyunca hüküm süren iklim yarı nemli-yarı kurak iklimdir. Yıllık yağış miktarı bu bölgenin yüksek kısımlarında 800 mm civarında olup, depresyonlarda 500 mm'nin altındadır. Depresyonlarda yaz sıcaklıkları ve solar radyasyon Karadeniz kıyı bölgelerinden yüksektir. Yıllık ortalama sıcaklıklar platolarda 6-10 °C arasında değişirken depresyonlarda 12 °C'nin üzerindedir. Araştırma alanımızın yer aldığı Safranbolu ilçesi Atalay ve arkadaşları (2014)'e göre Karadeniz iklimi, Karadeniz ardı bölgesi yarı nemli-yarı kurak iklim koşullarının etkisi altındadır.

Araştırma bölgemizin yer aldığı Karabük İline ait iklim verileri Karabük Meteoroloji İstasyonundan (41° 15' Kuzey Enlemi, 32° 42' Doğu Boylamı 400 m'den) elde edilmiştir. Karabük her mevsim yağışlı olmakla beraber, kış ve İlkbahar yağışların en fazla görüldüğü mevsimlerdir. Sıcaklık ve yağış parametrelerine göre yarı kurak, az nemli, su noksanı olmayan, deniz tesirine yakın, kışları soğuk ve yağışlı, yazları sıcak bir iklim sınıfına dahil olup, ne tam bir Karadeniz iklimi ne de tam bir karasal iklim özelliği göstermektedir. Bu iki iklim tipinin arasında geçiş iklimine sahiptir. Karabük İlinde yapılan gözlemlere (1965-2013 yılları arası) göre; yıllık sıcaklık ortalaması 13.2 °C, en yüksek sıcaklık 44.1 °C ve en düşük sıcaklık -15.1 °C olarak tespit edilmiştir. Ortalama Nisbi Nem %66.8 olup, kış ayları daha nemlidir. Genel olarak bütün mevsimler yağışlı olup, ortalama yıllık yağış miktarı 491.1 mm, en çok yağış 79.0 kg/m²' dir. Yıl içindeki ortalama sisli gün sayısı toplamı 11 gündür. Kış aylarında daha fazla sis olayı görülmekte olup kar yağışı olarak da en yüksek kar 35 cm olarak belirlenmiştir. Ortalama rüzgar hızı 0.8 m/sn, en hızlı rüzgar 118.8 km/saat' dir. Bölgede Kuzeydoğulu ikinci olarak da Güneybatılı rüzgarlar hakimdir (Karabük Meteoroloji İl Müdürlüğü, 2013).

Araştırma alanımızı oluşturan Safranbolu ilçesi ve Karabük ilini kapsayan bölgenin florasını ortaya koyan ayrıntılı çalışmalar bu bölgede yer alan Sırçalı Kanyonu Yaban Hayatı Koruma Alanı ile sınırlıdır (Filiz, 2007). Atalay ve arkadaşları (2014)'e göre, Karadeniz bölgesi bitki örtüsü orman formasyonu tarafından karakterize edilir. Nemli-İlman geniş yapraklı ormanları, Karadeniz Dağ Kuşağı Nemli-Soğuk iğne yapraklı ormanları, Karadeniz Ardı Olukları Çalı-Kuru ormanları bitki örtüsü hâkimdir. Buna ilâveten dağlarda ağaç yetişme sınırında Karadeniz Dağ çayırları yer alır. Nemli-İlman geniş yapraklı ormanlar Karadeniz kıyısından başlayarak dağların kuzey yamaçları boyunca 1000 m veya bazı yerlerde 1500 m yüksekliklere kadar çıkar. Yağışın yüksek olmasından dolayı hem bölgenin hem de ülkemizin bitki tür ve toplulukları açısından zengin bir bölgesidir. Kayın, kestane, kızılâğaç, ıhlamur bu orman formasyonuna iştirak eden en önemli türler olup, batı Karadeniz bölümünde özellikle vadiler içerisinde şimşir (*Buxus sempervirens* L.), üvez (*Sorbus aucuparia* L.), fındık (*Corylus colurna* L., *Corylus avellana* L.), akçaağaç (*Acer platanoides* L.) gibi ağaç ve ağaçcıklar yer alır. Batı Karadeniz bölgesi geniş yapraklı orman kuşağında karaçam ve sarıçam topluluklarına da rastlanır. Bu türler bozulmuş ve terk edilmiş alanlarda tohumlarının kolaylıkla çimlenmesi ve toprak üzerine doğrudan ulaşan radyasyon varlığında gelişip alanı kaplar. Ancak daha sonra tabanın gölgelenmesine bağlı olarak tekrar geniş yapraklı ormanlar hâkim hale gelebilir.

Karadeniz dağ kuşağı yükseklikle sıcaklığın düşmesine bağlı olarak kuzey enlemlerdeki iğne yapraklı nemli-soğuk ormanların yetişmesine imkân sağlamaktadır. Bu sebeple Karadeniz dağ kuşağı ormanları kıyı kuşağı ormanlarından farklıdır. Göknar, karaçam, sarıçam ve ladin türleri bu ormanları oluşturur. Bu ormanların dağılışını yükselti ve bakı şartları belirler. Örneğin sarıçam ormanları doğrudan güneş radyasyonu alan yüksek kesimlerde, göknar ormanları ise sis alan yamaçlarda yer alır. Araştırma alanımızın yer aldığı Karabük bölgesinde ise güneye bakan yamaç boyunca bu türler karışık ve saf topluluklar halinde bulunur.

Karadeniz bölgesi sıra dağlarının gerisi ile İç ve Doğu Anadolu karasal bölgeleri arasındaki geçiş kuşağının bitki örtüsü, Karadeniz Ardı Olukları Çalı-Kuru ormanları tarafından karakterize edilir. Karadeniz bölgesi ardındaki olukların bitki örtüsünün dağılışı

yükseklik, bakı, Karadeniz'den gelen nemli havayı alma özellikleri ile belirlenir. Genel olarak olukların tabanı ve güneye bakan yamaçlarında ışık ve sıcaklık isteği yüksek kurakçıl türler, kuzeye bakan yamaçlarında ise ışık ve sıcaklık isteği düşük türler bulunur (Atalay, 2008).

3.2. Materyal

Safranbolu çevresinde doğal yayılış gösteren üç iğne yapraklı ağaç ve bir çalı topluluğunun 0-5 cm ve 5-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örnekleri çalışmamızın materyalini oluşturmaktadır. Bu topluluklar *Abies nordmanniana* (gök nar), *Pinus sylvestris* (sarıçam), *Pinus nigra* (karaçam) ve *Juniperus oxycedrus* (katran ardıcı) türlerinin hâkim olduğu topluluklardır.

Pinaceae (çamgiller) familyasının cinslerinden biri olan *Abies* (gök nar) cinsine ait ağaçlar piramit şekilli taca sahip ağaçlar olup, derin toprakları ve nemli ortamları tercih ederler. Işık istekleri az, orta dereceli ısı isteğine sahip ağaçlardır. Yüksek ve orta rakımlı dağlık alanların türleridir. *Abies* cinsi, ülkemizde *A. nordmanniana* ve *A. cilicia* olmak üzere iki tür ve bunlara ait alt türler ile temsil edilir (Seçmen ve ark., 2004).

A. nordmanniana, Kafkasya'ya özgü bir gök nar türü olup, 1.200-1.800 m arasında yetişmektedir. Genellikle ladin ile karışık ormanlar oluşturur. 40-50 m boya ulaşan, geniş



piramidal şekilde gelişen ve çok sık dallanma yapan gri gövdeli bir ağaçtır. Genç sürgünlerin kabukları grimsi, tüylü ya da tüysüzdür. Kozalaklar silindirik, brakteler pulların arasından dışarı çıkmış ve uçları yukarı kıvrıktır. (Yıldız ve Aktoklu, 2010) (Şekil 3.2.1.).

Şekil 3.2.1. *Abies nordmanniana* (Gök nar) (Tunçer, 2012)

Pinus sylvestris (sarıçam), çamgiller familyasına ait 40 m'ye kadar boylanabilen yayvan taca sahip bir ağaç türüdür. Avrupa ve Asya'da çok geniş yayılışı olan tür Karadeniz ve Kuzeydoğu Anadolu'da yayılış gösterir. 1000-2300 m'ler arasında yetişen, genellikle saf, bazen de göknar ve ladin ile karışık ormanlar oluşturur. Derin, kumlu ve gevşek toprakları tercih eder (Seçmen ve ark., 2004). Adını levhalar halinde ayrılan gövde kabuğunun tilki sarısı renginden alır. Narin gövdeli, sivri tepeli ve ince dallı bir ağaçtır.



Genç sürgünlerin kabukları kırmızımsı, yaşlı dallarındaki sarımsıdır. Dişi kozalaklar saplı, ovoid, sarkık, 2.5-7 cm uzunluğundadır. Tohumlar gri veya siyahımsı, yumurta biçiminde ve kanatlıdır (Yıldız ve Aktoklu, 2010) (Şekil 3.2.2.).

Şekil 3.2.2. *Pinus sylvestris* (Sarıçam) (Tunçer, 2012)

Pinus nigra (karaçam), çamgiller familyasından 30-40 m'ye kadar boylanabilen ülkemizin en geniş yayılışlı ağaç türüdür. Batı, Güney, Kuzeybatı, ve İç Anadolu'nun kuzey kesimlerinde saf ya da bazı ağaç türleri (göknar, sedir) ile karışık ormanlar oluşturur. Ekolojik hoşgörüsü oldukça geniş olup, yükselti alt sınırı Güney Anadolu'da 1000-1200 m iken kuzeye gidildikçe bu sınır Kuzeybatı Anadolu'da 400 m'ye kadar düşer. Yükselti üst sınırı ise güneyde 2000 m iken kuzeyde 1000 m'ye kadar düşer (Seçmen ve ark., 2004).



Yapraklar 7-18 cm boyunda, koyu yeşil ve serttir. Erkek kozalaklar dal uçlarında gruplar halinde toplanmıştır. Dişi kozalaklar 4-10 cm, sapsız, ovoid, dik duruşludur. Tohumlar kanatlıdır (Yıldız ve Aktoklu, 2010) (Şekil 3.2.3.).

Şekil 3.2.3. *Pinus nigra* (Karaçam) (Tunçer, 2012)

Juniperus oxycedrus (katran ardıcı), Cupressaceae (servigiller) familyasına ait, iğne yapraklı, herdem yeşil çoğunlukla çalı, ender olarak da 5-6 metre boylarında dalları yukarıya yönelik bir ardıç türüdür. Ülkemizde çok geniş yayılışı olan bir çalı türüdür. Yapraklar mızraksı, 6-25 x 1.5-2.5 mm, uçları sivri ve baticı, üst yüzeyinde belirgin 2 stoma çizgisi vardır. Olgun dişi kozalaklar yaklaşık küresel şekilli, 20 mm kadar çapında, koyu kırmızı, mor ya da açık kahverengi ve 3 tohumludur (Yıldız ve Aktoklu, 2010) (Şekil 3.2.4.).



Şekil 3.2.4. *Juniperus oxycedrus* (Katran ardıcı) (Tunçer, 2012)

3.3. Yöntem

3.3.1. Örneklik Alanların Belirlenmesi ve Toprak Örneklerinin Alınması

Abies nordmanniana, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* ve *Juniperus oxycedrus* topluluklarına ait üçer adet örneklik alan (I, II ve III) (yaklaşık 100 m²) belirlenmiş ve toprak örnekleme bu alanlardan yapılmıştır. *Juniperus oxycedrus* ve *Pinus nigra* topluluğuna ait örneklik alanlar Yukarı Dana Köyü yakınlarından, *Abies nordmanniana* topluluğuna ait örneklik alanlar Gürleyik-Ahmetusta geçidi civarından, *Pinus sylvestris* topluluğuna ait örneklik alanlar Beştepeler mevkiinden seçilmiştir.

Toprak örnekleri her bir örneklilik alanın 5 farklı bölgesinden çelik kalıp yardımıyla alınmıştır. Kalıp 25x25x15 cm boyutlarında olup 625 cm² alana sahip ve 15 cm derinliğindedir. Bu toprak örnekleri 4 mm'lik standart çelik eleklerle elenerek, hem toprağın taş ve bitki kısımlarından ayrılması sağlanmış, hem de toprak partikülleri standart hale getirilmiştir. Elenmiş toprak örnekleri havada kurutulduktan sonra, her toprak örneğinden yaklaşık 1500-2000 g alınarak daha sonraki laboratuvar analizlerine kadar kese kağıtları içerisinde oda koşullarında saklanmıştır (Şekil 3.3.1.1.).



Şekil 3.3.1.1. Toprak örneklerinin alınması (Tunçer, 2012)

3.3.2. Toprak Örneklerinde Oransal Nem (%) ve Su Tutma Kapasitelerinin (%) Belirlenmesi

Toprak örneklerinden bir miktar alınarak yaş ağırlıkları belirlenmiş ve örnekler etüvde ağırlıkları sabitleninceye kadar (105 °C'de 24 saat) kurutulmuştur. Yaş ve kuru ağırlıkları arasındaki fark toprağın su içeriğini göstermektedir. Bu fark kuru ağırlığa oranlanarak nem oranları hesaplanmıştır.

Toprak örneklerinin su tutma kapasitesi sırasında öncelikle hunilerin içerisine yerleştirilmiş olan filtre kağıdının üzerine hava kurusu toprak örnekleri konulmuş ve bu hunilerin altına birer erlen yerleştirilmiştir. Su ile tamamen doyurulmuş topraktan su

sızıntısı bitinceye kadar beklenmiştir. Su sızıntısı bittikten sonra toprak darası alınmış ve petri kabı içinde tartılıp etüvde (105 °C) ağırlığı sabitleşinceye kadar (yaklaşık 24 saat) kurutulmuştur. Etüvden çıkarıldıktan sonra tartılmış ve kuru ağırlıklar kullanılarak su tutma kapasitesi (%SK) değerleri hesaplanmıştır (Öztürk ve ark., 1997).

% Su tutma kapasitesi değerleri dikkate alınarak, standart inkübasyonda kullanılacak hava kurusu toprak örneklerinin her birinin %60 su tutma kapasitesi değerinde sulandırılması için gerekli su miktarları ml cinsinden hesaplanmıştır.

3.3.3. Toprak pH'nın Ölçümü

Toprakların pH tayinleri, 10 g hava kurusu toprak örneğinin 25 ml saf su ile karıştırılması ile elde edilen çamurda, Elektrolite 9823R cam elektrotlu *Jenway* Mod 3040R dijital pH-metresi ile yapılmıştır.

3.3.4. Standart İnkübasyon Denemesi

Kese kağıtları içerisinde saklanan hava kurusu toprak örneğinden 200 g alınarak çift polietilen kaplara konulmuştur. Polietilen kaplar CO₂ ve O₂ gibi gazları kolaylıkla geçiren, fakat su ve su buharının geçişini engelleme özelliğine sahip olmaları nedeniyle inkübasyon yöntemi için en uygun araçlardır (Eno, 1960). Polietilen kaplara konan toprakları %60 su tutma kapasitesine getirmek için, üzerlerine belirlenmiş olan miktarda distile su ilave edilerek inkübasyona hazır hale getirilmiştir. Nitekim, pH'ı 5.8, C/N oranı 15 ve toprak sıcaklığının 20 °C olduğu şartlarda, ince yapılı humusta %60 su tutma kapasitesinin mineralleşme için en uygun su tutma kapasitesi olduğu ifade edilmektedir (Zöttl, 1958). Toprak örnekleri 20 °C de toplam 63 gün inkübe edilmiştir.

3.3.5. Mineral Azot Tayini

İnkübe edilen topraklarda azot tayini mikro destilasyon yöntemine (Bremner ve Keeney, 1965; Gerlach, 1973) göre yapılmıştır. Deney süresince her bir toprağın aktüel mineral azot tayinleri toprakların inkübasyona bırakıldığı gün (başlangıç), inkübasyonun 21. günü ve 63. günü olmak üzere üç defa yapılmıştır.

Mineral azot tayini iki aşamadan oluşmaktadır; ilk aşamada topraktaki amonyum (NH_4^+) miktarı; ikinci aşamada da nitrat (NO_3^-) tayini yapılmaktadır (Öztürk ve ark., 1997). İnkübasyona bırakılan örneklerden 40 g toprak örneği alınarak 500 ml'lik erlenmayer 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 çalkalanmış ve Whatman 42 süzme kağıdı ile süzülmüştür. Süzüntü içine mikrobiyal faaliyeti engellemek için birkaç parça thymol kristali ilave edilerek mineral azot analizi yapılmaya kadar buzdolabında saklanmıştır. Bu toprak süzüntüsünden 20'şer ml alınarak 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 mikro litre karışık indikatör bulunan %2'lik 5 ml borik asit içeren altlıklar bulunmaktadır. Isınan mikrodestilasyon cihazından toprak süzüntülerinin üzerine su buharı gönderilerek, çözeltideki amonyumun amonyağa dönüşmesi, bunun da soğutucudan geçerek altlıktaki borik asit tarafından yeşil renkte amonyum borat olarak tutulması sağlanmıştır. Altlıкта biriken amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H_2SO_4 ile geri titre edilerek amonyum (NH_4^+) 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 NO_2^- ve NO_3^- şeklinde azotun amonyağa dönüşmesi sağlanmıştır ve amonyum azot miktarına göre menekşeden yeşil renge dönüşmüştür. Altlıktaki amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H_2SO_4 ile geri titre edilmiştir ve titrasyon sırasında harcanan miktardan hareketle nitrat (NO_3^-) tayin edilmiştir (Güleryüz, 1992; Öztürk ve ark., 1997).

3.3.6. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması

Mineral azot (NH_4^+ -N ve NO_3^- -N) tayinleri inkübasyonun başlangıç, 21. gün ve 63. günlerinde yapılmıştır. Net mineral azot veriminin hesaplanması inkübasyon sürecinin başlangıç, 21. ve 63. gününde elde edilen aktüel mineral azot değerleri arasındaki farkın hesaplanmasına dayanır. 21 günlük net mineral azot verimi inkübasyonun 21. gününde belirlenen azot değerlerinden başlangıçtaki değerler çıkarılarak; 42 günlük net verim 63.

günde belirlenen değerlerden 21. günün değerleri çıkarılarak; 63 günlük net verim için 63. günde belirlenen değerlerden başlangıçtaki değerler çıkarılarak hesaplanmıştır. Mineral azot değerleri kg/ha olarak hesaplanmıştır.

3.3.7. Toprak rneklerinde Toplam N ve Organik C Tayini

Toplam azot tayini Kjeldahl yaş yakma yöntemi (Steubing, 1965) kullanılarak yapılmıştır. Bu yöntemde, hava kurusu toprak örneğinden 1 g alınarak Kjeldahl balonuna konulup, üzerine 15 ml salisilik-sülfirik asit karışımı, 2 g sodyumtiyosülfat, 0.5 g selen metal karışımı ilave edilmiştir. Toprak rnekleri beyazlaşıncaya kadar yakılmış ve daha sonra soğuyan balonların içeriği saf suyla yıkanarak szlmş ve hacmi 100 ml'ye tamamlanmıştır. Bu örnekten 20 ml alınıp distilasyon cihazı balonuna konulmuş ve üzerine 20 ml %33'lk NaOH ilave edilerek, su buharı indikatör içeren erlende borik asit tarafından amonyum borat olarak tutulmuştur. Biriken amonyum borat 0.1 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek, harcanan H₂SO₄ hacminden toplam azot oranı hesaplanmıştır (ztrk ve ark., 1997).

Organik karbon tayini yaş yakma yöntemi (Steubing, 1965) kullanılarak yapılmıştır. Yaklaşık 5 g alınarak 250 ml'lik bir balon jojeye konmuş hava kurusu toprak örneğinin üzerine 40 ml derişik H₂SO₄ ve 25 ml 2 N K₂Cr₂O₇ ilave edilerek 120 °C'ye ayarlı etüvde 1,5 saat süreyle 30 dakikada bir çalkalanarak ısıtılmıştır. Soğuyan örneklere yavaş yavaş saf su ilave edilerek hacimleri 250 ml'ye tamamlanmıştır. Bu zeltiden alınan 10 ml'lik örnek, 100 ml'lik bir erlene konulmuş ve üzerine 25 ml 0.2 N Morsches tuzu ve 2 ml sülfirik asit- fosforik asit karışımı ilave edilip 8 damla difenilamin asit damlatılmıştır. Bu karışım 0.1 N K₂Cr₂O₇ ile titre edilmiş, titrasyon sırasında sarfedilen K₂Cr₂O₇ miktarından yararlanılarak %C miktarı hesaplanmıştır. Araziden 25x25x15 cm ölçekli elik kalıpla alınan toprakların kuru ağırlıkları kullanılarak mg N_{min}/100 g kuru toprak olarak belirlenen mineral azot değerleri, organik %C ve toplam %N verileri kg/ha birimine dnştrlmştir.

3.3.8. Uygulanan İstatiksel Yöntemler

Toprağın toplam azot (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, % su tutma kapasitesi ve pH açısından araştırılan topluluklar arasındaki farklılık tek yönlü varyans analizine göre 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 6.0 (StatSoft Inc. 1984-1995) paket programıyla bilgisayar ortamında yapılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Toprak Etmenleri

Araştırılan iğne yapraklı bitki topluluklarının 0-5 cm'lik toprak katmanlarından alınan örneklerin maksimum su tutma kapasitesi (%MSK), pH, organik C (% ve kg/ha), toplam N (% ve kg/ha), ve C/N oranlarına ait ortalama değerleri, standart sapmaları ve oluşan fark grupları Çizelge 4.1.1.'de verilmiştir. Topluluklar arasında toplam azot (%) hariç araştırılan toprak özellikleri açısından anlamlı fark tespit edilmiştir ($P < 0.05$) (Çizelge 4.1.1.). Toplam azot değerleri (%) 0.38 ± 0.09 ve 0.31 ± 0.03 aralığında değişmekte olup, topluluklar topraklarındaki toplam azot (%) açısından birbirine benzerdir ($P > 0.05$). Organik C içeriği (%) ise 7.90 ± 0.35 ve 5.40 ± 0.46 arasında değişmektedir. *A. nordmanniana* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında organik karbon içeriği birbirine benzer olup (7.90 ± 0.35 ve 7.72 ± 0.36), diğer iki topluluğunkinden yüksektir. En düşük organik karbon içeriği (% ve kg/ha) *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında bulunmuştur (sırasıyla 5.40 ± 0.46 ve 5205 ± 647 kg/ha) (Çizelge 4.1.1.). Aynı şekilde C/N oranının da *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında düşük olduğu tespit edilmiştir (15.53 ± 2.49). Diğer toplulukların topraklarında C/N oranı 23.67 ± 6.77 ve 21.11 ± 4.16 arasında değişmekte olup birbirine benzerdir (Çizelge 4.1.1.).

Maksimum su tutma kapasitesi (%) araştırılan toplulukların 0-5 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinde 80.78 ± 8.99 ve 36.54 ± 5.33 arasında değişmekte olup, *J. oxycedrus* topluluğun topraklarında en yüksek değerdedir. *A. nordmanniana*, *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında su tutma kapasiteleri benzer olup, *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarından daha düşüktür (sırasıyla 43.09 ± 29.56 , 36.54 ± 5.33 , 40.96 ± 15.76). Araştırılan topluluklar arasında 0-5 cm derinliğe sahip toprak katmanındaki pH değerleri açısından da anlamlı fark tespit edilmiştir ($P < 0.05$). Toplulukların toprak pH değerleri 6.80 ± 0.09 ve 5.10 ± 0.16 arasında değişmekte olup, *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında en düşük, *P. nigra* topluluğunun topraklarında en yüksek değerdedir (Çizelge 4.1.1.). Bu sonuçlara göre *A. nordmanniana* topluluğunun toprakları asidik karakterli iken diğer toplulukların toprakları nötr pH değerine sahiptir.

Çizelge 4.1.1. 0-5 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri (ortalama değer \pm standart sapma, n=15) ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması (minimum ve maksimum değerler parantez içinde verilmiştir).

Topluluk	<i>J. oxycedrus</i>	<i>A. nordmanniana</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>
N (%)	0.35 ^a \pm 0.04 (0.30-0.42)	0.37 ^a \pm 0.13 (0.25-0.69)	0.31 ^a \pm 0.03 (0.26-0.36)	0.38 ^a \pm 0.09 (0.27-0.60)
(kg/ha)*	338 ^{ab} \pm 33 (294-383)	380 ^a \pm 144 (226-713)	257 ^b \pm 37 (205-326)	316 ^{ab} \pm 72 (219-485)
C (%)*	5.40 ^c \pm 0.46 (4.65-6.06)	7.90 ^a \pm 0.35 (7.37-8.47)	6.49 ^b \pm 0.23 (6.15-6.84)	7.72 ^a \pm 0.36 (7.08-8.34)
(kg/ha)*	5205 ^c \pm 647 (4066 - 6284)	8139 ^a \pm 897 (7118-9756)	5526 ^c \pm 397 (4987-6460)	6433 ^b \pm 713 (5741-8354)
C/N*	15.53 ^b \pm 2.49 (11.92-18.94)	23.67 ^a \pm 6.77 (11.39-32.50)	21.27 ^a \pm 1.94 (18.54-24.56)	21.11 ^a \pm 4.16 (13.10-26.22)
MSK*	80.78 ^a \pm 8.99 (60.39-98.04)	43.09 ^b \pm 29.56 (16.61-114.39)	36.54 ^b \pm 5.33 (24.24-45.86)	40.96 ^b \pm 15.76 (9.23-61.82)
pH (H₂O)*	6.57 ^b \pm 0.07 (6.46-6.75)	5.10 ^d \pm 0.16 (4.83-5.28)	6.11 ^c \pm 0.19 (5.88-6.35)	6.80 ^a \pm 0.09 (6.60-6.97)

* P<0.05

Çizelge 4.1.2.'de iğne yapraklı bitki topluluklarının 5-15 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinin bazı özellikleri verilmiştir. Çalışmamızda iğne yapraklı bitki toplulukları arasında araştırılan toprak özellikleri açısından anlamlı fark tespit edilmiştir ($P<0.05$). Bu katmanda toplam azot (%) içeriği 0.43 ± 0.13 ve 0.29 ± 0.05 aralığında değişmekte olup, *P. nigra* topluluğunun topraklarında en yüksektir. *J. oxycedrus*, *A. nordmanniana*, *P. sylvestris* topluluklarının topraklarında ise benzerdir (Çizelge 4.1.2.).

Organik karbon (%) ise *P. nigra* ve *A. nordmanniana* topluluklarının topraklarında benzer olup (7.44 ± 0.46 ve 7.55 ± 0.43), diğer topluluklardan yüksektir (Çizelge 4.1.2.). *J. oxycedrus*'ta ise en düşük değerdedir (4.97 ± 0.36). Toplulukların topraklarında C/N oranı 14.15 ± 2.35 ve 24.99 ± 3.89 arasındadır. 0-5 cm'lik derinlikten alınan toprak örneklerinde olduğu gibi en düşük C/N oranı yine *J. oxycedrus* topluluğunun toprak örneklerinde tespit edilmiştir (Çizelge 4.1.2.). *A. nordmanniana* ve *P. sylvestris* topluluklarının topraklarında C/N oranı benzer olup, diğerlerinden yüksektir (24.99 ± 3.89 ve 21.90 ± 3.86).

Aynı şekilde su tutma kapasitesi de (%) *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında, diğer toplulukların topraklarındakinden yüksektir (76.59 ± 6.16). *A. nordmanniana*, *P. nigra* ve *P. sylvestris* toplulukları topraklarındaki su tutma kapasiteleri ise benzerdir (sırasıyla 37.52 ± 9.28 , 35.13 ± 4.48 ve 31.06 ± 2.83). Araştırılan topluluklar arasında 5-15 cm'lik toprak katmanındaki ortalama pH değerleri açısından da anlamlı fark bulunmuştur ($P<0.05$). Topluluklarda ortalama pH değeri 6.75 ± 0.13 ve 5.96 ± 0.14 arasında değişmektedir. 0-5 cm toprak katmanı için belirlenen pH özelliklerine benzer şekilde en düşük pH değeri (5.96 ± 0.14) *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında tespit edilmiş olup, bu sonuç bu topluluğun topraklarının diğer topluluklarla karşılaştırıldığında daha asidik karakterli olduğunu ifade etmektedir. Diğer topluluklar arasında ortalama pH değeri açısından anlamlı fark bulunmasına karşın hepsinin nötral karakterli topraklar olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.1.2.).

Çizelge 4.1.2. 5-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri (ortalama değer \pm standart sapma n=15) ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması (minimum ve maksimum değerler parantez içinde verilmiştir).

Topluluk	<i>J. oxycedrus</i>	<i>A. nordmanniana</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>
N %*	0.36 ^b \pm 0.06 (0.28-0.45)	0.31 ^b \pm 0.06 (0.26-0.46)	0.29 ^b \pm 0.05 (0.22-0.37)	0.43 ^a \pm 0.13 (0.27-0.60)
(kg/ha)*	504 ^a \pm 91 (406-677)	405 ^b \pm 100 (251-698)	282 ^c \pm 56 (214-396)	378 ^b \pm 116 (233-524)
C %*	4.97 ^c \pm 0.36 (4.46-5.59)	7.55 ^a \pm 0.43 (6.90-8.15)	6.27 ^b \pm 0.27 (5.82-6.63)	7.44 ^a \pm 0.46 (6.76-8.17)
(kg/ha)*	6982 ^b \pm 573 (5749-7942)	9844 ^a \pm 1403 (6716-11857)	6013 ^c \pm 533 (5367-6922)	6423 ^{bc} \pm 482 (5697-7210)
C/N*	14.15 ^c \pm 2.35 (10.49-18.21)	24.99 ^a \pm 3.89 (17.07-30.73)	21.90 ^{ab} \pm 3.86 (16.68-30.00)	18.41 ^b \pm 5.55 (12.27-30.04)
MSK*	76.59 ^a \pm 6.16 (65.49-88.86)	37.52 ^b \pm 9.28 (15.61-95.88)	31.06 ^b \pm 2.83 (24.21-33.96)	35.13 ^b \pm 4.48 (22.93-40.16)
pH (H₂O)*	6.63 ^a \pm 0.10 (6.40-6.75)	5.96 ^b \pm 0.14 (5.80-6.21)	6.08 ^b \pm 0.19 (5.80-6.31)	6.75 ^a \pm 0.13 (6.56-6.96)

* P<0.05

4.2. Mineral Azot

İğne yapraklı bitki topluluklarının topraklarında (0-5cm) inkübasyonun başlangıç, 21. ve 63. günleri için belirlenen ortalama mineral azot değerleri (kg/ha) Çizelge 4.2.1. ve Şekil 4.2.1.'de verilmiştir. Başlangıçta amonyum ($\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında benzer ve diğer topluluklardan yüksek iken (sırasıyla; 1.90 ± 0.42 ve 1.71 ± 0.52 kg/ha), *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında en düşüktür (0.41 ± 0.21 kg/ha). 21. günde belirlenen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiş olup ($P>0.05$) 5.31 ± 1.63 ve 4.04 ± 1.22 kg/ha arasındadır. Bu değerler inkübasyonun başlangıcındaki değerler ile karşılaştırıldığında, bütün topluluklarda 21. günde $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretiminin arttığını göstermektedir. 63. günde de topluluklar arasında $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi açısından fark belirlenmiş olup, *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında yüksektir (4.91 ± 1.29 kg/ha) (Çizelge 4.2.1.). *A. nordmanniana*, *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında ise birbirine benzerdir.

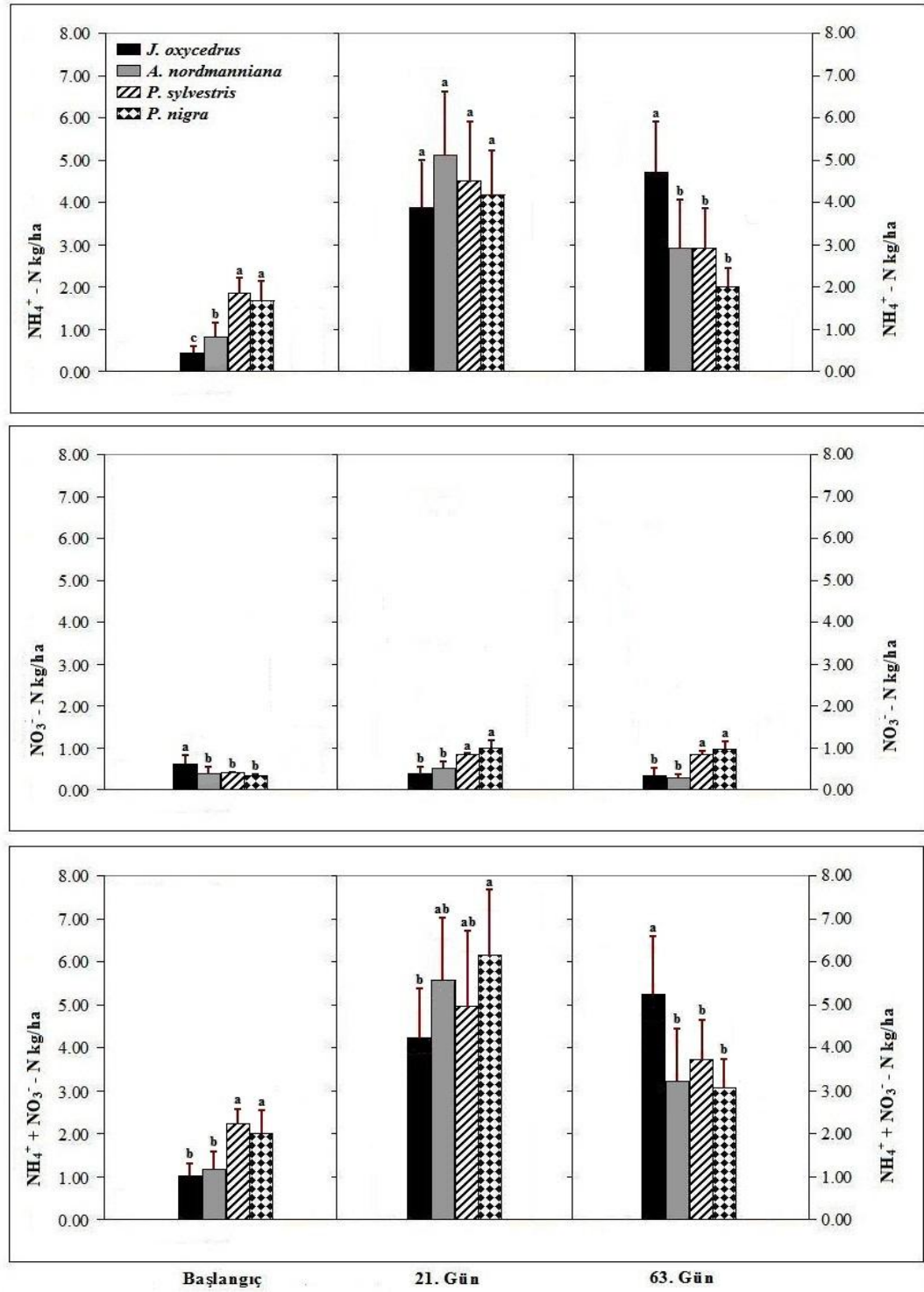
İnkübasyon sürecinin başlangıç, 21. gün ve 63. günü için belirlenen nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi bakımından topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0.05$). Başlangıçta $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında en yüksek iken (0.62 ± 0.26 kg/ha), 21. günde $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi bu topluluğun topraklarında düşmüştür. *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında ise başlangıçta düşük olan $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi artmış olup, en yüksek değerler bu topluluklarda belirlenmiştir (0.85 ± 0.10 ve 1.00 ± 0.23 kg/ha). $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi açısından bu iki topluluğun 63. günde de diğerlerinden daha yüksek bir kapasiteye sahip olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.2.1., Şekil 4.2.1.).

İnkübasyon sürecinin başlangıç, 21. gün ve 63. günü için belirlenen toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi bakımından da topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0.05$). Başlangıçta toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında yüksek iken (2.29 ± 0.42 ve 2.07 ± 0.58 kg/ha), *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* topluluklarının topraklarında düşüktür (Çizelge 4.2.1., Şekil 4.2.1.). 21. günde toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi *P.nigra* topluluğunun topraklarında yüksek (6.36 ± 1.75 kg/ha), *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında düşük

olduğu (4.40 ± 1.25 kg/ha) belirlenmiştir. 63. günde ise toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$) üretimi *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında yüksek olup (5.24 ± 1.31 kg/ha), diğer toplulukların topraklarında benzer ve düşüktür (Çizelge 4.2.1., Şekil 4.2.1.).

Çizelge 4.2.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması (0-5 cm).

Topluluk (Min-N)	İnkübasyon Periyodu		
	Başlangıç (kg/ha)	21.Gün (kg/ha)	63. Gün (kg/ha)
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	$0.41^c \pm 0.21$	$4.04^a \pm 1.22$	$4.91^a \pm 1.29$
<i>A. nordmanniana</i>	$0.81^b \pm 0.40$	$5.31^a \pm 1.63$	$3.03^b \pm 1.24$
<i>P. sylvestris</i>	$1.90^a \pm 0.42$	$4.67^a \pm 1.50$	$3.03^b \pm 0.99$
<i>P. nigra</i>	$1.71^a \pm 0.52$	$4.35^a \pm 1.86$	$2.05^b \pm 0.51$
	$P < 0.05$	$P > 0.05$	$P < 0.05$
$\text{NO}_3^- - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	$0.62^a \pm 0.26$	$0.36^b \pm 0.21$	$0.33^b \pm 0.22$
<i>A. nordmanniana</i>	$0.37^b \pm 0.21$	$0.50^b \pm 0.23$	$0.26^b \pm 0.15$
<i>P. sylvestris</i>	$0.39^b \pm 0.07$	$0.85^a \pm 0.10$	$0.81^a \pm 0.15$
<i>P. nigra</i>	$0.35^b \pm 0.08$	$1.00^a \pm 0.23$	$0.98^a \pm 0.22$
	$P < 0.05$	$P < 0.05$	$P < 0.05$
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	$1.03^b \pm 0.35$	$4.40^b \pm 1.25$	$5.24^a \pm 1.31$
<i>A. nordmanniana</i>	$1.19^b \pm 0.47$	$5.81^{ab} \pm 1.57$	$3.29^b \pm 1.20$
<i>P. sylvestris</i>	$2.29^a \pm 0.42$	$5.52^{ab} \pm 0.93$	$3.84^b \pm 1.02$
<i>P. nigra</i>	$2.07^a \pm 0.58$	$6.36^a \pm 1.75$	$3.03^b \pm 0.61$
	$P < 0.05$	$P < 0.05$	$P < 0.05$



Şekil 4.2.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun (NH₄⁺-N_{min}, NO₃⁻-N_{min}, NH₄⁺+NO₃⁻-N_{min}) topluluklara göre değişimi (0-5 cm).

Araştırılan topluluklarının 5-15 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinde inkübasyonun başlangıç, 21. ve 63. günleri için belirlenen ortalama mineral azot üretim değerleri Çizelge 4.2.2. ve Şekil 4.2.2.'de verilmiştir. Bu değerlere göre başlangıçta amonyum ($\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuştur ($P<0.05$). Başlangıçta en yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi *P. sylvestris* topluluğunun topraklarında (1.84 ± 0.27 kg/ha), en düşük $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi ise *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında (0.49 ± 0.35 kg/ha) belirlenmiştir. 21. günde $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi bütün toplulukların topluluklarında artmış olup, bu dönemde topraklarda üretilen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmiştir ($P<0.05$). Bu dönemde en yüksek üretimin *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında gerçekleştiği belirlenmiş olup (6.05 ± 1.10 kg/ha), diğer topluluklar açısından üretilen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ benzerdir. Benzer durum 63. günde belirlenen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi açısından da tespit edilmiş olup, topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0.05$). 63. günde en yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{min}}$ üretiminin *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında gerçekleştiği (4.58 ± 1.48 kg/ha), diğer toplulukların topraklarında düşük ve benzer olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.2.2., Şekil 4.2.2.).

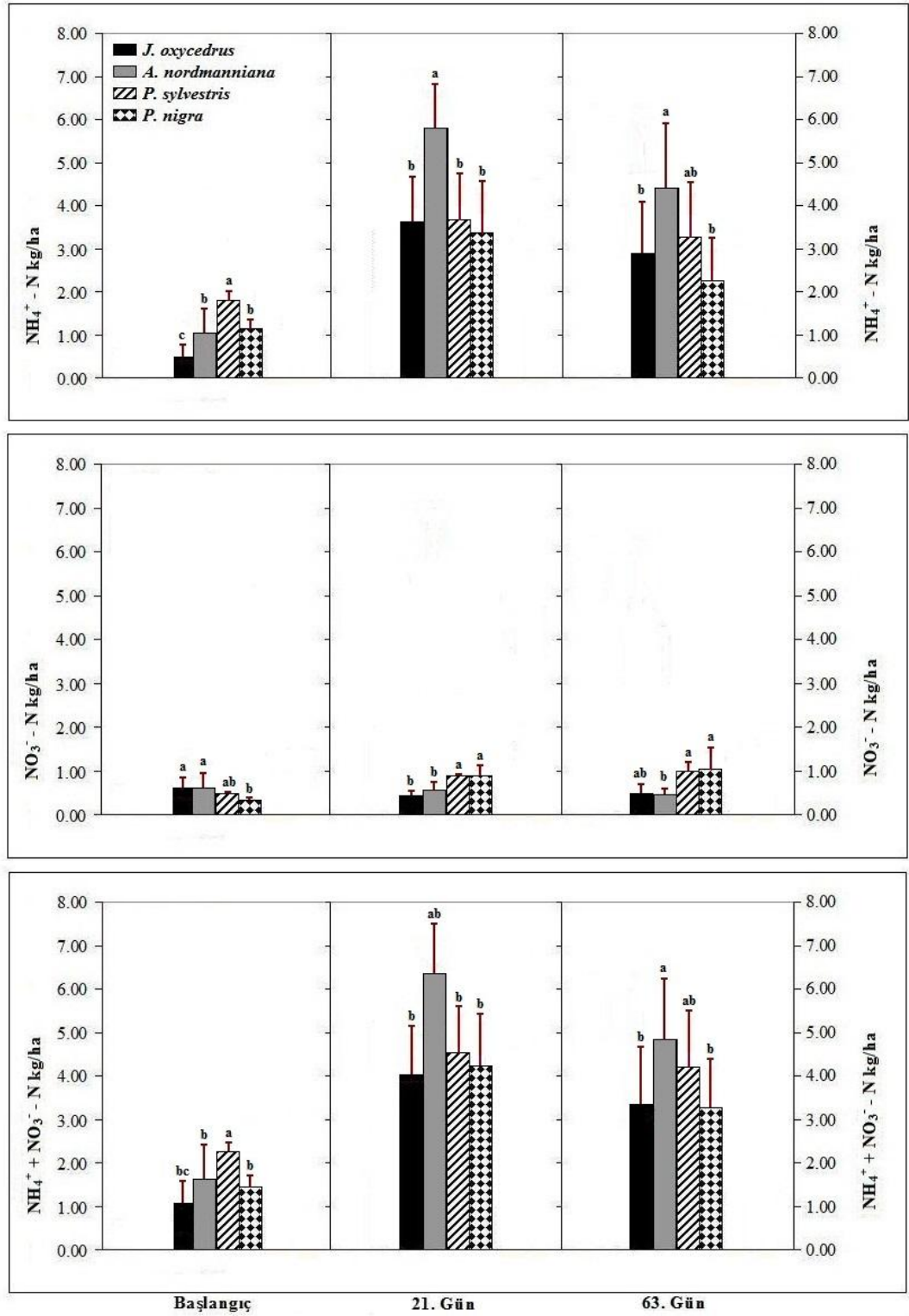
İnkübasyon sürecinin başlangıç, 21. gün ve 63. günü için 5-15 cm derinlikten alınan topraklarda belirlenen nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi bakımından topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0.05$). Başlangıçta $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* topluluklarının topraklarında en yüksek iken (0.61 ± 0.30 ve 0.61 ± 0.39 kg/ha), *P. nigra* topluluğunun topraklarında en düşüktür (0.34 ± 0.08 kg/ha) (Çizelge 4.2.2., Şekil 4.2.2.). 21. günde $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi *P. sylvestris* ve *P. nigra* topraklarında benzer olup, diğer topluluklarınkinden yüksektir. Bu topluluklarda inkübasyon süresine bağlı olarak belirlenen $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimindeki artış 63. gün için de belirlenmiştir. Buna göre araştırmanın sonunda $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$ üretimi bu toplulukların topraklarında 0.98 ± 0.28 kg/ha ve 1.06 ± 0.54 kg/ha olarak tespit edilmiştir.

Toplam mineral azot ($\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{min}}$) üretimi bakımından da topluluklar arasında anlamlı fark belirlenmiştir ($P<0.05$). İnkübasyon sürecinin başlangıcında *P. sylvestris* topraklarında yüksek iken (2.31 ± 0.26 kg/ha), inkübasyon sonunda tayin edilen toplam

mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) üretimi *A. nordmanniana* topraklarında yüksektir (5.03 ± 1.51 kg/ha) (Çizelge 4.2.2., Şekil 4.2.2.).

Çizelge 4.2.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması (5-15 cm).

Topluluk (Min-N)	İnkübasyon Periyodu		
	Başlangıç (kg/ha)	21.Gün (kg/ha)	63. Gün (kg/ha)
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	0.49 ^c ± 0.35	3.75 ^b ± 1.15	2.99 ^b ± 1.29
<i>A. nordmanniana</i>	1.05 ^b ± 0.64	6.05 ^a ± 1.10	4.58 ^a ± 1.48
<i>P. sylvestris</i>	1.84 ^a ± 0.27	3.79 ^b ± 0.17	3.36 ^{ab} ± 1.37
<i>P. nigra</i>	1.15 ^b ± 0.28	3.47 ^b ± 1.28	2.32 ^b ± 1.07
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05
$\text{NO}_3^- - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	0.61 ^a ± 0.30	0.43 ^b ± 0.16	0.48 ^{ab} ± 0.25
<i>A. nordmanniana</i>	0.61 ^a ± 0.39	0.56 ^b ± 0.22	0.45 ^b ± 0.19
<i>P. sylvestris</i>	0.47 ^{ab} ± 0.11	0.89 ^a ± 0.11	0.98 ^a ± 0.28
<i>P. nigra</i>	0.34 ^b ± 0.08	0.89 ^a ± 0.29	1.06 ^a ± 0.54
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	1.10 ^{bc} ± 0.58	4.19 ^b ± 1.22	3.48 ^b ± 1.44
<i>A. nordmanniana</i>	1.66 ^b ± 0.47	6.61 ^{ab} ± 1.26	5.03 ^a ± 1.51
<i>P. sylvestris</i>	2.31 ^a ± 0.26	4.67 ^b ± 1.15	4.34 ^{ab} ± 1.39
<i>P. nigra</i>	1.49 ^b ± 0.30	4.36 ^b ± 1.30	3.38 ^b ± 1.21
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05



Şekil 4.2.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun (NH_4^+ - N_{min} , NO_3^- - N_{min} , $NH_4^+ + NO_3^-$ - N_{min}) topluluklara göre değişimi (5-15 cm).

4.3. Net Mineral Azot Verimi

Standart inkübasyon yöntemi kullanılarak laboratuvar koşullarında inkübasyona bırakılan toprak örneklerinde tayin edilen NH_4^+ -N ve NO_3^- -N değerlerinden bir önceki periyodun değerleri çıkarılarak 21 günlük, 42 günlük ve son değerden başlangıç değeri çıkarılarak 63 günlük net mineral azot verimi hesaplanmıştır. Çizelge 4.3.1. ve Şekil 4.3.1.'de 0-5 cm'lik katmandaki 21 günlük, 42 günlük ve 63 günlük net NH_4^+ -N kg/ha verimi, net NO_3^- -N kg/ha verimi ve net NH_4^+ + NO_3^- -N kg/ha veriminin ortalama değerleri ve standart sapmaları ile topluluklar arasındaki farkın anlamlılık düzeyleri verilmiştir.

Araştırılan topluluklar arasında 21 günlük net NH_4^+ -N verimi açısından anlamlı fark saptanmış olup ($P<0.05$), en yüksek net NH_4^+ -N verimi *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında (4.50 ± 1.75 kg/ha/21 gün⁻¹), en düşük net NH_4^+ -N verimi ise *P. sylvestris* topluluğunun topraklarında (2.80 ± 1.36 kg/ha/21 gün⁻¹) ölçülmüştür. 42 günlük net NH_4^+ -N verimi açısından da topluluklar arası fark anlamlı olup ($P<0.05$), en yüksek NH_4^+ -N verimi *J. oxycedrus* (0.88 ± 1.04 kg/ha/42 gün⁻¹) topluluğunda tespit edilmiştir. Diğer topluluklarda net NH_4^+ -N verimi negatif değere düşmüş ve en düşük verim *P. nigra* (-2.46 ± 1.82 kg/ha/42 gün⁻¹) topluluğunda ölçülmüştür. 63 günlük net NH_4^+ -N verimi ise en yüksek *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında (4.50 ± 1.39 kg/ha/63 gün⁻¹) belirlenmiştir. *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında ise inkübasyon döneminin sonunda belirlenen net NH_4^+ -N verimi ise düşüktür (sırasıyla; 1.13 ± 0.65 kg/ha/63 gün⁻¹ ve 0.34 ± 0.52 kg/ha/63 gün⁻¹) ölçülmüştür (Çizelge 4.3.1. ve Şekil 4.3.1.).

21 günlük net NO_3^- -N verimi bakımından da topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuş olup ($P<0.05$), *P. sylvestris* (0.46 ± 0.10 kg/ha/21 gün⁻¹) ve *P. nigra* (0.65 ± 0.25 kg/ha/21 gün⁻¹) topluluklarının topraklarında 21 günlük net NO_3^- -N verimi diğer toplulukların 21 günlük net NO_3^- -N veriminden daha yüksektir. 21 günlük net NO_3^- -N verimi *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında (-0.26 ± 0.30 kg/ha/21 gün⁻¹) en düşüktür (Çizelge 4.3.1., Şekil 4.3.1.). Topluluklar arasında 42 günlük net NO_3^- -N verimi açısından anlamlı fark belirlenmemiştir ($P>0.05$). 63 günlük net NO_3^- -N verimi açısından değerlendirildiğinde topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmiş olup ($P<0.05$), *P.*

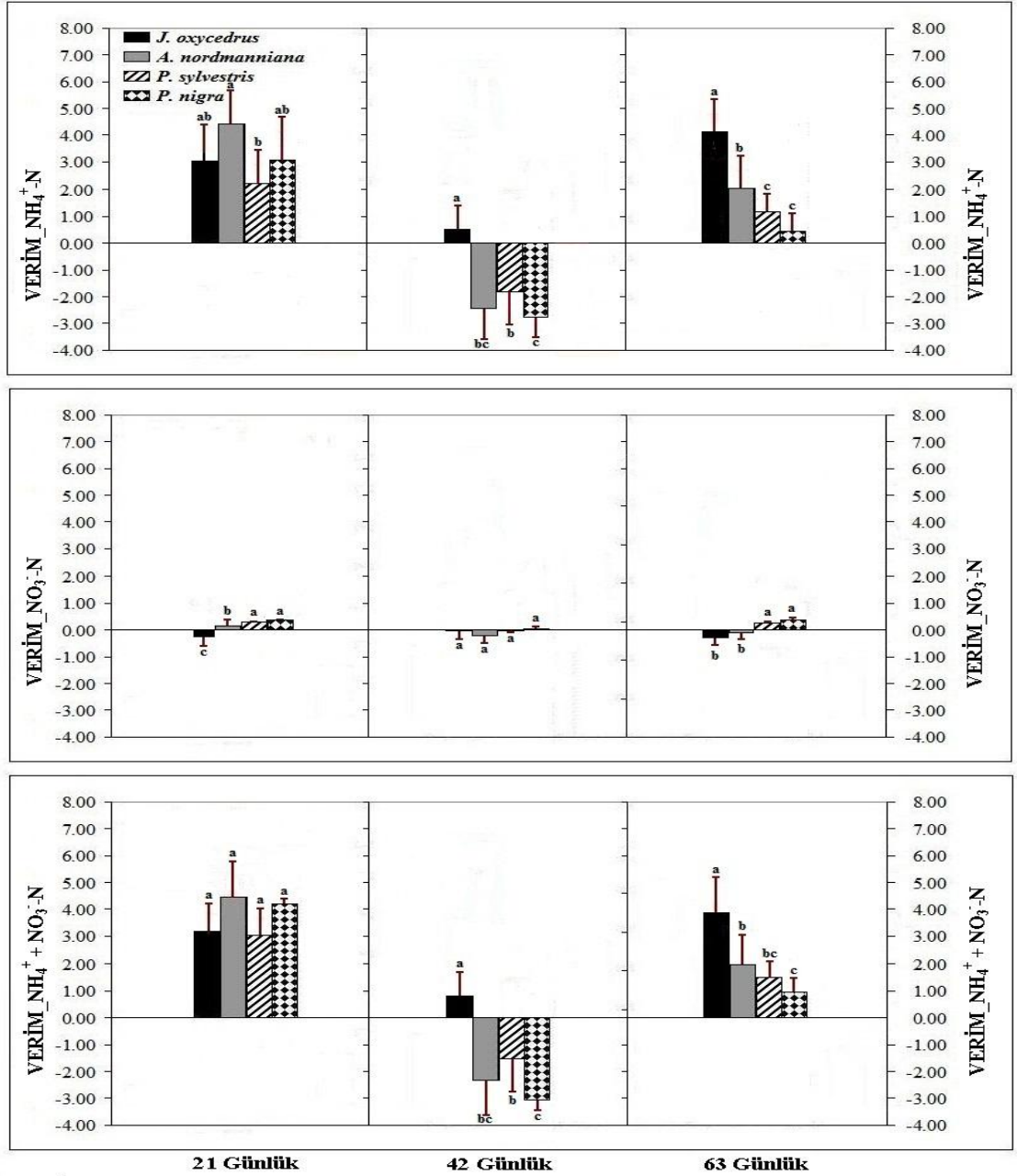
sylvestris ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında benzer ve diğer topluluklardan yüksek olduğu belirlenmiştir (0.42 ± 0.15 kg/ha/63 gün⁻¹ ve 0.62 ± 0.23 kg/ha/63 gün⁻¹). Topraklardaki 63 günlük net NO₃⁻-N verimi açısından *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* toplulukları ise benzerdir (Çizelge 4.3.1., Şekil 4.3.1.).

Araştırılan topluluklar arasında 21 günlük net toplam mineral azot (NH₄⁺+NO₃⁻-N) verimi açısından fark anlamlı olmamakla birlikte (P>0.05), 42 ve 63 günlük net toplam mineral azot (NH₄⁺+NO₃⁻-N) verimi açısından fark anlamlıdır (P<0.05) (Çizelge 4.3.1., Şekil 4.3.1.). 42 günlük net toplam mineral azot (NH₄⁺+NO₃⁻-N) verimi *J. oxycedrus* topluluğunda (0.84 ± 1.03 kg/ha/42 gün⁻¹) en yüksek olup, *P. nigra* topluluğunda (-3.33 ± 1.66 kg/ha/42 gün⁻¹) en düşüktür. 42 günlük net toplam mineral azot veriminde gözleendiği gibi, 63 günlük net toplam mineral azot (NH₄⁺+NO₃⁻-N) veriminde de en yüksek *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında 4.21 ± 1.51 kg/ha/63gün⁻¹ olarak belirlenmiştir. *A. nordmanniana* topluluğu 2.10 ± 1.31 kg/ha 63gün⁻¹ değeri, *P. sylvestris* topluluğu 1.55 ± 0.72 kg/ha/63 gün⁻¹ değeri ve *P. nigra* topluluğu 0.97 ± 0.63 kg/ha/63 gün⁻¹ değeri ile *J. oxycedrus* topluluğunu takip etmişlerdir.

Araştırılan toplulukların 5-15 cm'lik toprak katmanından alınan örneklerdeki 21, 42 ve 63 günlük net NH₄⁺-N, NO₃⁻-N ve NH₄⁺+NO₃⁻-N verimine ait ortalama değerleri ve standart sapmaları ile topluluklar arasındaki farkın anlamlılık düzeyleri Çizelge 4.3.2. ve Şekil 4.3.2.'de verilmiştir. İnkübasyona bırakılan bazı örneklerde amonyumun nitrata dönüşümü daha fazla olması nedeniyle, amonyum başlangıçtaki değerinden düşük bulunmuş ve negatif işaretiyle gösterilmiştir. Bitki toplulukları arasında 21 günlük net NH₄⁺-N verimi açısından anlamlı fark saptanmış olup (P<0.05), en yüksek net NH₄⁺-N verimi *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında ölçülmüştür (5.00 ± 0.95 kg/ha/21 gün⁻¹). Diğer toplulukların topraklarında NH₄⁺-N verimi düşük olup birbirine benzerdir. 42 günlük net NH₄⁺-N verimi açısından ise topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiş olup (P>0.05), bütün topluluklarda negatiftir. Buna karşın 63 günlük net NH₄⁺-N verimi açısından topluluklar arasında fark anlamlı olup (P<0.05), en yüksek verim *A. nordmanniana* topluluğunun toprağında (3.53 ± 1.34 kg/ha/63 gün⁻¹) belirlenmiştir. Diğer topluluklar ise 63 günlük net NH₄⁺-N verimi açısından benzerdir.

Çizelge 4.3.1. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için hesaplanan $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}$) verimine göre toplulukların karşılaştırılması (0-5 cm).

Topluluk	İnkübasyon Periyodu		
	21 Günlük (kg/ha/21 gün ⁻¹)	42 Günlük (kg/ha/42 gün ⁻¹)	63 Günlük (kg/ha/63 gün ⁻¹)
$\text{NH}_4^+\text{-N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	3.63 ^{ab} ± 1.25	0.88 ^a ± 1.04	4.50 ^a ± 1.39
<i>A. nordmanniana</i>	4.50 ^a ± 1.75	-2.28 ^{bc} ± 1.43	2.22 ^b ± 1.37
<i>P. sylvestris</i>	2.80 ^b ± 1.36	-1.63 ^b ± 0.33	1.13 ^c ± 0.65
<i>P. nigra</i>	3.65 ^{ab} ± 1.81	-2.46 ^c ± 1.82	0.34 ^c ± 0.52
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05
$\text{NO}_3^-\text{-N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	-0.26 ^c ± 0.30	-0.03 ^a ± 0.16	-0.29 ^b ± 0.25
<i>A. nordmanniana</i>	0.12 ^b ± 0.09	-0.24 ^a ± 0.03	-0.12 ^b ± 0.09
<i>P. sylvestris</i>	0.46 ^a ± 0.10	-0.04 ^a ± 0.11	0.42 ^a ± 0.15
<i>P. nigra</i>	0.65 ^a ± 0.25	0.03 ^a ± 0.35	0.62 ^a ± 0.23
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> >0.05	<i>P</i> <0.05
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-\text{-N}$			
<i>J. oxycedrus</i>	3.37 ^a ± 1.30	0.84 ^a ± 1.03	4.21 ^a ± 1.51
<i>A. nordmanniana</i>	4.62 ^a ± 1.74	-2.52 ^{bc} ± 1.41	2.10 ^b ± 1.31
<i>P. sylvestris</i>	3.22 ^a ± 1.38	-1.67 ^b ± 0.79	1.55 ^{bc} ± 0.72
<i>P. nigra</i>	4.30 ^a ± 0.30	-3.33 ^c ± 1.66	0.97 ^c ± 0.63
	<i>P</i> >0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05



Şekil 4.3.1. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot (NH₄⁺-N, NO₃⁻-N ve NH₄⁺+NO₃⁻-N) veriminin topluluklara göre değişimi (0-5 cm).

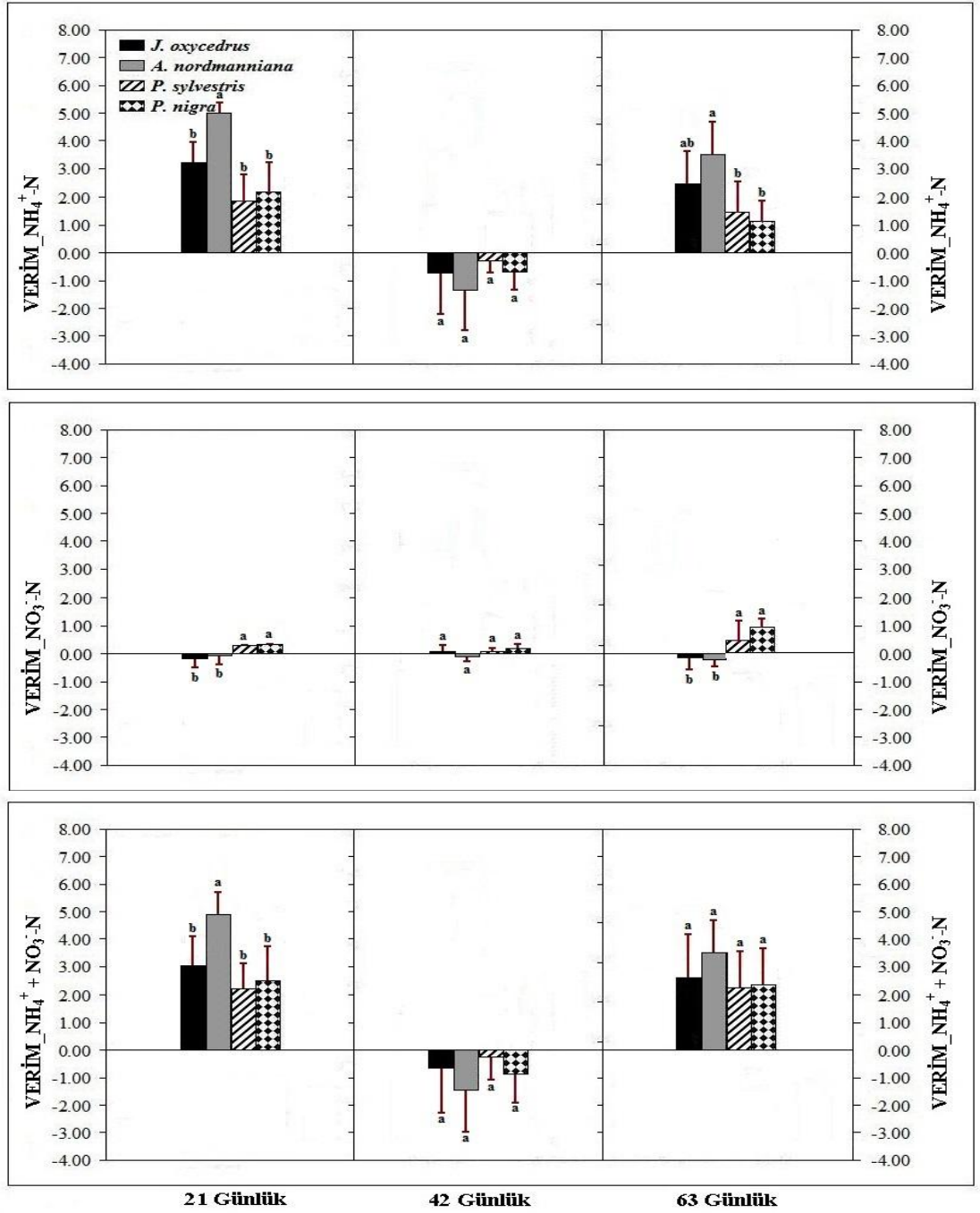
5-15 cm derinlikten alınan toprak örneklerinde 21 günlük net NO₃⁻-N verimi bakımından topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuş olup (P<0.05), net NO₃⁻-N verimi *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında yüksek (0.42 ± 0.11 kg/ha/21 gün⁻¹ ve 0.56 ± 0.28 kg/ha/21 gün⁻¹), *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* topraklarında ise düşüktür.

42 günlük net NO_3^- -N verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiştir ($P>0.05$). 63 günlük net NO_3^- -N verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark saptanmış olup ($P<0.05$), *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında yüksektir ($0.52 \pm 0.34 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ve $0.96 \pm 0.13 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$). Bu periyotta *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* topraklarında ölçülen net NO_3^- -N verimi negatif değerlerdedir ($-0.12 \pm 0.49 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ve $-0.16 \pm 0.09 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$).

Araştırılan topluluklar arasında 21 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark saptanmış olup ($P<0.05$), en yüksek net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında $4.95 \pm 0.93 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$ olarak ölçülmüştür. Bu periyotta toplam mineral azot verimi diğer toplulukların topraklarında birbirine benzer ve düşüktür (Çizelge 4.3.2. ve Şekil 4.3.2.). 42 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi açısından ise topluluklar arasında anlamlı fark belirlenmemiş olup ($P>0.05$), bu periyotta toplam mineral azot verimi $-1.58 \pm 1.65 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $-0.33 \pm 0.37 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ arasında değişmektedir. Aynı şekilde 63 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark saptanmamıştır ($P>0.05$). İnkübasyonun sonunda araştırılan toplulukların topraklarında toplam mineral azot verimi $3.37 \pm 1.36 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ ile $2.03 \pm 1.36 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ arasında değişmiştir.

Çizelge 4.3.2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için hesaplanan NH_4^+ -N, NO_3^- -N ve toplam mineral azot (NH_4^+ + NO_3^- -N) verimine göre toplulukların karşılaştırılması (5-15 cm).

Topluluk	İnkübasyon Periyodu		
	21 Günlük (kg/ha/21 gün ⁻¹)	42 Günlük (kg/ha/42 gün ⁻¹)	63 Günlük (kg/ha/63 gün ⁻¹)
NH_4^+-N			
<i>J. oxycedrus</i>	3.27 ^b ± 1.25	-0.76 ^a ± 1.65	2.50 ^{ab} ± 1.46
<i>A. nordmanniana</i>	5.00 ^a ± 0.95	-1.47 ^a ± 1.59	3.53 ^a ± 1.34
<i>P. sylvestris</i>	1.95 ^b ± 1.10	-0.43 ^a ± 0.06	1.52 ^b ± 0.26
<i>P. nigra</i>	2.32 ^b ± 1.22	-1.15 ^a ± 1.08	1.17 ^b ± 0.88
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> >0.05	<i>P</i> <0.05
NO_3^--N			
<i>J. oxycedrus</i>	-0.18 ^b ± 0.37	0.05 ^a ± 0.16	-0.12 ^b ± 0.49
<i>A. nordmanniana</i>	-0.05 ^b ± 0.36	-0.11 ^a ± 0.20	-0.16 ^b ± 0.09
<i>P. sylvestris</i>	0.42 ^a ± 0.11	0.03 ^a ± 0.20	0.52 ^a ± 0.34
<i>P. nigra</i>	0.56 ^a ± 0.28	0.17 ^a ± 0.37	0.96 ^a ± 0.13
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> >0.05	<i>P</i> <0.05
NH_4^+ + NO_3^--N			
<i>J. oxycedrus</i>	3.09 ^b ± 1.25	-0.71 ^a ± 1.78	2.38 ^a ± 1.82
<i>A. nordmanniana</i>	4.95 ^a ± 0.93	-1.58 ^a ± 1.65	3.37 ^a ± 1.36
<i>P. sylvestris</i>	2.36 ^b ± 1.15	-0.33 ^a ± 0.37	2.03 ^a ± 1.36
<i>P. nigra</i>	2.88 ^b ± 1.23	-0.99 ^a ± 1.13	2.12 ^a ± 1.41
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> >0.05	<i>P</i> >0.05



Şekil 4.3.2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot (NH_4^+-N , NO_3^--N ve $\text{NH}_4^++\text{NO}_3^--\text{N}$) veriminin topluluklara göre değişimi (5-15 cm).

4.4. Toprak Ortam Etmenleri ve Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar

Bitki topluluklarının 0-5 cm'lik ve 5-15 cm'lik toprak katmanlarından alınan örneklerdeki toplam N, organik bağlı C, C/N oranı, su tutma kapasitesi (%) ve pH gibi bazı toprak ortam etmenleri ile 63 günlük net amonyum, nitrat ve net toplam mineral azot verimi arasındaki ilişki, basit korelasyon testi ile analiz edilmiştir. Basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri Çizelge 4.4.1. ve Çizelge 4.4.2.'de verilmiştir.

Çizelge 4.4.1. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında net mineral azot verimi ($\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min}$ kg/ha/63 gün⁻¹, $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min}$ kg/ha/63gün⁻¹ ve $\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}$ kg/ha/63 gün⁻¹) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=15, α :0.05; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P>0.05$ ilişki anlamsız).

Parametreler	<i>r</i>	<i>P</i>	$Y = a + bx$
$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min}$ (kg/ha/63 gün⁻¹)			
Toplam N (kg/ha)	0.025	0.847	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 1.882 + 0.000 \times \text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	-0.138	0.292	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 3.288 - 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	-0.188	0.150	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 3.455 - 0.070 \times \text{C/N}$
MSK (%)	0.634	0.000	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = -0.389 + 0.048 \times \text{SK}(\%)$
pH (H ₂ O)	0.050	0.706	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 2.906 - 0.140 \times \text{pH}$
$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min}$ (kg/ha/63 gün⁻¹)			
Toplam N (kg/ha)	-0.226	0.082	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.515 - 0.001 \times \text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	-0.003	0.984	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.154 - 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	0.200	0.124	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = -0.201 - 0.018 \times \text{C/N}$
MSK (%)	-0.401	0.002	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.346 - 0.006 \times \text{SK}(\%)$
pH (H ₂ O)	0.314	0.015	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = -1.144 + 0.212 \times \text{pH}$
$\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}$ (kg/ha/63 gün⁻¹)			
Toplam N (kg/ha)	- 0.033	0.800	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min}=2.397 - 0.000 \times \text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	-0.158	0.277	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min}=3.443 + 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	-0.161	0.220	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min}=3.254 - 0.051 \times \text{C/N}$
MSK (%)	0.620	0.000	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min}=0.141 + 0.041 \times \text{SK}(\%)$
pH (H ₂ O)	0.030	0.822	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min}=1.762 - 0.073 \times \text{pH}$

0-5 cm'lik toprak katmanından alınan örneklerdeki net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile su tutma kapasitesi ($r=0.634$) arasında pozitif ve anlamlı ($P<0.05$) ilişki tespit edilmiştir. Net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile araştırılan diğer toprak özellikleri arasında anlamlı ilişki tespit edilmemiştir ($P>0.05$). Net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi (kg/ha/63gün^{-1}) ile su tutma kapasitesi ($r=-0.401$) arasında negatif ve anlamlı ($P<0.05$) ilişki, pH ($r=0.314$) arasında ise pozitif ve anlamlı ($P>0.05$) ilişki tespit edilmiştir. Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}$) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile sadece su tutma kapasitesi ($r=0.620$) arasında anlamlı ilişki tespit edilmiş olup, bu ilişki pozitifdir ($P<0.05$).

Çizelge 4.4.2. Toprağın 5-15 cm'lik katmanında net mineral azot verimi ($\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min}$ kg/ha/63 gün^{-1} , $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min}$ kg/ha/63gün^{-1} ve $\text{NH}_4^+\text{-N+NO}_3^-\text{-N}$ kg/ha/63 gün^{-1}) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=15$, $\alpha;0.05$; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P>0.05$ ilişki anlamsız).

Parametreler	<i>r</i>	<i>P</i>	$Y = a + bx$
$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min}$ (kg/ha/63 gün^{-1})			
Toplam N (kg/ha)	0.212	0.102	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 1.207 + 0.027 \times \text{Topl}$
Organik C (kg/ha)	0.517	0.000	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = -1.199 + 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	0.150	0.300	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 1.371 + 0.040 \times \text{C/N}$
MSK (%)	0.203	0.119	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 1.156 + 0.014 \times \text{SK}(\%)$
pH (H_2O)	-0.262	0.040	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\min} = 9.146 - 0.095 \times \text{pH}$
$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min}$ (kg/ha/63 gün^{-1})			
Toplam N (kg/ha)	-0.252	0.052	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.948 - 0.001 \times \text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	-0.395	0.001	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 1.693 - 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	0.048	0.718	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.429 - 0.007 \times \text{C/N}$
MSK (%)	-0.270	0.037	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.722 - 0.009 \times \text{SK}(\%)$
pH (H_2O)	0.293	0.023	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\min} = -3.742 + 0.635 \times \text{pH}$
$\text{NH}_4^+\text{-N+NO}_3^-\text{-N}$ (kg/ha/63 gün^{-1})			
Toplam N (kg/ha)	0.081	0.540	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 2.069 + 0.005 \times \text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	0.307	0.018	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 0.439 + 0.000 \times \text{OrgC}$
C/N	0.124	0.344	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 1.800 + 0.035 \times \text{C/N}$
MSK (%)	0.062	0.626	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 2.284 + 0.016 \times \text{SK}(\%)$
pH (H_2O)	-0.109	0.408	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_3^-\text{-N}_{\min} = 5.403 - 0.460 \times \text{pH}$

5-15 cm'lik toprak katmanından alınan örneklerdeki net NH_4^+ -N verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile pH arasında negatif ve anlamlı ($r=-0.262$) ($P<0.05$), organik karbon ($r=0.517$) ile pozitif ve anlamlı ilişki tespit edilmiştir. Net NO_3^- -N verimi (kg/ha/63gün^{-1}) ile organik karbon ($r=-0.395$) ve su tutma kapasitesi ($r=-0.270$) arasındaki ilişki negatif ve anlamlı ($P<0.05$) iken, pH ile pozitif ve anlamlıdır ($r=0.293$). Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^++\text{NO}_3^-$ -N) verimi (kg/ha/63 gün^{-1}) ile organik karbon arasında belirlenen ilişki ise pozitif ve anlamlıdır ($r=0.307$) ($P>0.05$).



5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Batı Karadeniz bölgesi ve bizim araştırma alanımız olan Safranbolu çevresindeki bitki örtüsünün oluşumuna önemli katkı sağlayan üç ağaç (*Abies nordmanniana*, *Pinus sylvestris* ve *Pinus nigra*) ve bir çalı topluluğunun (*Juniperus oxycedrus*) toprakları çeşitli özellikler ve azot mineralleşme potansiyelleri bakımından farklılık göstermektedir. Nitekim 0-5 cm derinlikten alınan toprak örneklerinde toplam azot (%) içeriği hariç araştırılan diğer toprak özellikleri [toplam azot (kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, maksimum su tutma kapasitesi (%SK) ve pH] açısından topluluklar arasında farklılık tespit edilmiştir (Çizelge 4.1.1.). Bu özelliklerin topraktaki azot dönüşümleri ve mineralleşmesini etkileyen temel özellikler arasında olduğu çeşitli araştırmacılar tarafından belirtilmiştir (Singer ve Donald, 1999; Menyailo, 2009 vd.). Örneğin bu özelliklerin en önemlilerinden olan toprak pH'nın optimal nitrat (NO_3^- -N) verimi için 6.0-8.0 aralığında olması gerektiği önerilmiştir (Runge, 1983). Birçok araştırmada herdem yeşil iğne yapraklı ağaçların topraklarında pH'nın asidik özellikte olduğu tespit edilmesi ve iğne yapraklı ormanların topraklarının asidik olduğu şeklindeki genel bir kanı olmasına rağmen (Augusto & Ranger, 2001; Hansson ve ark., 2011 vd.), bu kanı her zaman geçerli değildir. İğne yapraklı orman topraklarının nötr ve bazik özellikte olduğu da çeşitli araştırmalarda ifade edilmektedir (Ovington, 1953; Augusto ve ark., 2015). *P. sylvestris*, *P. nigra* ve *J. oxycedrus* topluluklarının topraklarında belirlediğimiz pH değerleri bu çalışmaları desteklemesine karşın, *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarına ait ortalama pH değeri (5.10) bu çalışmalarla uyuşmamaktadır. Bu sonuçlar iğne yapraklı orman topraklarındaki pH özelliği ile ilgili genel kanının basitleştirilmiş ve sistematik bir ifade olduğunu vurgulamaktadır (Augusto ve ark., 2015). Toprak pH'ı ile ilgili olarak asidik bir pH değerine (5.10) sahip olan *A. nordmanniana* topluluğunun topraklarında nitrat üretiminin düşük olması beklenebilir. Bu topluluğun topraklarında inkübasyonun sonunda elde ettiğimiz düşük nitrat verimi bu ifadeyi destekler niteliktedir. *P. sylvestris*, *P. nigra* ve *J. oxycedrus* topluluklarının toprak pH özellikleri ise optimum nitrat üretimi için önerilen pH aralığında (6.0-8.0) yer almakta olup, *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında inkübasyonun sonunda nitrat üretimi ve verimi yüksektir. Fakat optimal toprak pH aralığına

sahip olduğunu düşünebileceğimiz *J. oxycedrus* topraklarında belirlediğimiz düşük nitrat verimi toprak pH'nın topraktaki azot mineralleşme oranları ve nitrifikasyonun değerlendirmesinde tek başına yeterli bir parametre olmadığını ifade etmektedir. Diğer taraftan 63 günlük net NO_3^- -N verimi ile toprak pH'ı arasında belirlediğimiz anlamlı pozitif ilişki ($r=0.314$), orman alanlarında organik horizontdaki nitrat üretiminin pH ile pozitif ilişkili olduğunu ortaya koyan çalışmaları destekler niteliktedir (Persson ve ark., 2000).

Topraktaki azot mineralleşme oranlarını belirleyen bir diğer toprak özelliği toprağın maksimum su tutma kapasitesi olup, Zöttl (1960a) %60 değerinin nitrifikasyon için en uygun değer olduğunu ifade etmiştir. Topraklarındaki maksimum su tutma kapasitesi değerleri açısından araştırdığımız bitki toplulukları arasında fark tespit edilmiş olup *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında maksimum su tutma kapasitesi yüksektir (%80.78). Diğer topluluklar ise bu özellikleri açısından benzer olup bu toplulukların topraklarındaki maksimum su tutma kapasitesi nitrifikasyon için ifade edilen değerden düşüktür. Yüksek maksimum su tutma kapasitesine sahip *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında 63 günlük net amonyum (NH_4^+ -N) veriminin diğer toplulukların amonyum veriminden yüksek, net nitrat veriminden ise düşük olması (Çizelge 4.3.1.), bu topluluğun toprak özelliklerinin nitrifikasyon yerine amonifikasyon lehine olduğunu düşündürmektedir. Toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri ile ortaya konan su tutma kapasitesinin iklim şartlarına bağlı olarak topraktaki oksijen konsantrasyonunu değiştirerek nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesini değiştirdiği ve organik azotun mineralleşme süreci üzerine etkisi olduğu bilinmektedir (Chapin ve ark., 2002 vd). Araştırmamızda iğne yapraklı toplulukların topraklarındaki su tutma kapasitesi ile inkübasyonun sonunda tayin edilen amonyum verimi arasında belirlenen pozitif anlamlı ilişki ($r=0.634$) organik azotun mineral azota dönüşümü sürecinde toprakta artan su içeriğinin amonifikasyon bakterilerinin aktivitesini arttırdığına işaret etmektedir. Buna karşın su tutma kapasitesi ile inkübasyonun sonunda tayin edilen nitrat verimi arasında belirlenen negatif anlamlı ilişki ($r=-0.401$), toprakta artan su içeriğinin nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesini azalttığına işaret etmektedir.

Ekosistemlerdeki azot dönüşümleri üzerinde önemli bir etkiye sahip bir diğer faktör ise bitki örtüsüdür. Bölgenin mikro iklim şartlarını belirlemesine ilaveten bitki örtüsü

döküntünün nitelik ve niceliğini karakterize ederek ve toprak kök ara yüzeyindeki özellikleri ortaya koyarak topraktaki azotun mineralleşme oranını belirler (Butterbach-Bahl ve Gunderson, 2011). Araştırdığımız bitki toplulukları topraklarındaki azot içeriği (%) açısından benzer olmakla birlikte topraklarındaki organik C açısından farklılık göstermektedir. *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarındaki organik C içeriği diğer toplulukların topraklarındaki organik C içeriğinden düşüktür. Bu farklılık bitki topluluklarının topraklarındaki C/N oranına da yansımış olup, en düşük C/N oranı (15.53) bu topluluğun topraklarında tespit edilmiştir. Toprağın C/N oranı ile nitrifikasyonun ters orantılı olduğunu ifade eden çalışmalar (Persson ve ark., 2000; Güteryüz ve Everest, 2010 vd.) dikkate alındığında *J. oxycedrus* topluluğunun topraklarında nitrat veriminin yüksek olması beklenebilir. Buna karşın 63 günlük net nitrat veriminin bu topluluğun topraklarında düşük olduğu, *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında diğer topluluklardan yüksek ve birbirine benzer olduğu belirlenmiştir. Bu sonuç araştırılan iğne yapraklı bitki topluluklarının topraklarında döküntünün parçalanması ve azot mineralleşme sürecinin sadece döküntü kalitesini karakterize eden C/N parametresi ile açıklanamayacağını göstermektedir. Buna ilâveten döküntü kalitesini belirleyen diğer parametre olan lignin/N oranının irdelenmesi gerekliliğini ifade etmektedir. Çünkü C/N ve lignin/N oranları tarafından ortaya konan yaprak döküntü kalitesinin ağaç türleri arasında çok değiştiği (Prescott ve Preston, 1994; Nugroho ve ark., 2006) ve orman ekosistemlerinde döküntünün parçalanmasını, organik azotun mineralleşmesini ve nitrifikasyonu etkilediği rapor edilmiştir (Persson ve ark., 2000; Adrianarisoa ve ark., 2010). Ayrıca, genel olarak düşük C/N ve lignin/N oranları ile karakterize edilen yüksek döküntü kalitesinin topraktaki alınabilir besin varlığını arttırdığı ifade edilmektedir (Mukhopadhyay ve Joy, 2010).

İnkübasyon süresinin sonunda elde edilen net $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) değerleri incelendiğinde, *J. oxycedrus* topluluğunun 0-5 cm'lik toprak katmanında organik azotun mineral azota dönüşüm potansiyelinin yüksek olduğu görülmektedir. Fakat 63 günlük net amonyum veriminin yüksek olması, bu topluluğun topraklarında amonifikasyonun bu dönüşümde hâkim olan süreç olduğunu göstermektedir. Diğer taraftan 63 günlük net nitrat veriminin *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının

topraklarında benzer ve yüksek olması bu topluluklarda organik azotun mineral azota dönüşüm sürecinde nitrifikasyonun hâkim olduğuna işaret etmektedir. Bu sonuç *Pinus nigra* topraklarında nitrifikasyon potansiyelinin yüksek olduğunu rapor eden daha önceki çalışmalarla uyumludur (Moukoumi ve ark., 2006; Zeller ve ark., 2007). Andrianarisoa ve arkadaşları (2010) tarafından yapılan çalışmada da, *P. nigra* topraklarında nitrifikasyon potansiyelinin yüksek olduğu inkübasyon yöntemi ile tespit edilmiştir. Araştırmacılar *P. nigra* topraklarındaki yüksek nitrifikasyon potansiyelini nitrifiye edici bakteri komunitelerinin aktivasyonu veya yeni nitrifiye edici bakteri komunitelerinin kolonizasyonuna bağlamışlardır. Çünkü ağaç kökleri yüzeylerinden enzim ve C bileşiklerini salgılama, besin ve su tüketme yoluyla toprak mikrobiyal komuniteleri ve N dönüşümleri üzerinde etkilidir. Kök eksüdatları mikrobiyal aktiviteyi uyaracak veya inhibe edebilecek bileşikler içerebilir.

Diğer taraftan Orta Toroslarda yayılış gösteren *P. nigra* topluluğunun topraklarında belirlenen nitrat veriminin bizim çalışmamızda belirlediğimiz nitrat veriminden düşük olması (Güleryüz ve Everest, 2010), topraktaki azot dönüşüm oranlarının bitki türlerine ait özelliklerle birlikte çevresel koşullarla da ilişkili olduğunu ifade etmektedir.

Araştırılan tüm iğne yapraklı toplulukların 5-15 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinde araştırılan tüm toprak özellikleri [toplam azot (% ve kg/ha), toplam karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, su tutma kapasitesi (%SK) ve pH] bakımından farklılıklar tespit edilmiştir (Çizelge 4.1.2.). Ayrıca, bu toprak örneklerinde belirlenen net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi açısından topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P<0.05$) (Çizelge 4.3.2). Fakat inkübasyonun sonunda elde edilen toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{N}$) verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiştir ($P>0.05$). *J. oxycedrus* ve *A. nordmanniana* topluluklarının 5-15 cm derinliğe sahip topraklarındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi birbirine benzer olup, diğer topluluklardan yüksektir. Azot mineralleşme oranlarındaki değişim, toprak derinliğine bağlı olan toprak özellikleri ve bitki türlerinin etkisi ile ilişkilendirilebilir. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi ise bu toplulukların topraklarında birbirine benzer ve düşük olup, *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının topraklarında yüksektir. *P. sylvestris* ve *P. nigra* topluluklarının üst toprak katmanlarındaki yüksek nitrat verimi dikkate alındığında

araştırılan bu iki topluluğun topraklarında nitrifikasyonun her iki toprak katmanında da gerçekleştiğini ifade etmektedir. Bu sonuç bitki türleri tarafından oluşturulan toprak zelliklerinin (Lovett ve ark., 2004; Kanerva ve Smolander, 2007 vd.) toprak derinliğine bağlı olmaksızın nitrifikasyon üzerindeki etkisini ifade eder. Diğer taraftan st toprak katmanı (0-5 cm) için belirlenen toprak pH'ı ile 63 günlük net nitrat verimi arasındaki anlamlı pozitif ve maksimum su tutma kapasitesi arasındaki anlamlı negatif ilişki ($P < 0.05$) bu toprak katmanı için de belirlenmiştir. Bu sonuçlar iğne yapraklı bitki topluluklarının topraklarında pH ve su tutma kapasitesinin nitrifikasyon üzerindeki etkisinin araştırılan iki toprak katmanında benzer olduğunu göstermiştir.

Araştırma sonuçlarımız Batı Karadeniz bölgesinde yayılış gösteren iğne yapraklı orman ve çalı topluluklarında azot mineralleşme oranlarının farklı olduğunu ifade etmektedir. Araştırılan topluluklar arasında azot mineralleşme oranlarındaki bu farklılık kısmen toprak etmenleri arasındaki farklılığı yansıtmaktadır. Ayrıca, bitkilere ait bazı özelliklerin de azot mineralleşme oranlarını önemli ölçüde etkilediğini belirten çalışmalarla kısmen uyulmaktadır (Castels ve ark., 2003; Owen ve ark., 2003; Smolander ve ark., 2005; Kanerva ve ark., 2006; Adamczyk ve ark., 2011; Smolander ve Kitunen, 2011; Dias ve ark., 2013; Dietz ve ark., 2013).

KAYNAKLAR

- Adamczyk, S., Adamczyk, B., Kitunen, V., Smolander, A. 2011.** Influence of diterpenes (colophony and abietic acid) and a triterpene (beta-sitosterol) on net N mineralization, net nitrification, soil respiration, and microbial biomass in birch soil. *Biol. Fertil. Soils* 47: 715–720.
- Aerts, R., Chapin, F.S. 2000.** The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-67.
- Andrianarisoa, K.S., Zeller, B., Frank Poly, F., Siegenfuhr, H., Severine Bienaime', S., Ranger, J., Dambrine, E. 2010.** Control of Nitrification by Tree Species in a Common-Garden Experiment. *Ecosystems* 13: 1171–1187.
- Arslan, H., Güteryüz, G., Kırmızı, S. 2010.** Nitrogen mineralisation in the soil of indigenous oak and pine plantation forests in a Mediterranean environment. *European Journal of Soil Biology* 46: 11-17.
- Atalay, I. 2008.** Ecosystem Ecology and Geography. Meta Press. İzmir.
- Atalay, I. 2010.** Applied Climatologhy. Meta Press, İzmir, Turkey.
- Atalay, İ., Efe, R., Öztürk, M. 2014.** Ecology and classification of forest in Turkey. *Procedia – Social and Behavioral Sciences* 120: 788–805.
- Atlas, R.M., Bartha, R. 1987.** *Microbial Ecology* 2nd Edition, Benjamin/Cummings Publ. California, ss. 333–342.
- Augusto, L., Ranger, J. 2001.** Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Ann. For. Sci.* 58: 47–58.
- Augusto, L., Dupouey, J.L., Ranger, J. 2003.** Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Ann. For. Sci.* 60: 823–31.
- Augusto, L., Schrijver, A.D., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J. 2015.** Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 90: 444–466.
- Barg, A.K., Edmonds, R.L. 1999.** Influence of partial cutting on site microclimate soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Can J. For Res.* 29: 705–13.
- Bates, J.D., Svejcar, T.S., Miller, R.F. 2007.** Litter decomposition in cut and uncut western juniper woodlands. *Journal of Arid Environments* 70: 222–236.

Beare, M.H., Parmelee, R.W., Hendrix, P.F., Cheng, W.X., Coleman, D.C., Crossley, D.A. 1992. Microbial and Faunal Interactions and Effects on Litter Nitrogen and Decomposition in Agroecosystems. *Ecological Monographs* 62: 569-591.

Blanco, J.A., Imbert, J.B., Castillo, F.J. 2010. Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry* 106: 397-414.

Bouwman, A. 1998. Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature* 392: 886-887.

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

Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P. 2011. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. *The European Nitrogen Assessment*. Published by Cambridge University Press.

Castaldi, S., Carfora, A., Fiorentino, A. 2009. Inhibition of net nitrification activity in a Mediterranean woodland: possible role of chemicals produced by *Arbutus unedo*. *Plant and Soil* 15: 273-283.

Castells, E., Peñuelas, J., Valentine, D.W. 2003. Are phenolic compounds released from the Mediterranean shrub *Cistus albidus* responsible for changes in N cycling in siliceous and calcareous soils? *New Phytologist* 162: 187-195.

Chapin, F.S., Matson, P.A., Mooney, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. *Springer-Verlag*, New York.

Conrad, R. 2002. Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N₂O in soil. In: Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems, ed. R. Gasche, H. Papen and H. Rennenberg. Dordrecht: *Kluwer Academic Publishers*, pp. 3-33.

Deng, Q., Cheng, X., Yang, Y., Zhang, Q., Luo, Y. 2014. Carbon-nitrogen interactions during afforestation in central China. *Soil Biology & Biochemistry* 69: 119-122.

Dias, T., Oakley, S., Alarcón-Gutiérrez, E., Ziarelli, F., Trindade, H., Martins-Loução, M.A., Sheppard, L., Ostle, N., Cruz, C. 2013. N-driven changes in a plant community affect leaf-litter traits and may delay organic matter decomposition in a Mediterranean maquis. *Soil Biology & Biochemistry* 58: 163-171.

Dietz, M., Machill, S., Hoffmann, H.C., Schmidtke, K. 2013. Inhibitory effects of *Plantago lanceolata* L. on soil N mineralization. *Plant Soil* 368: 445-458.

Eno, C.F. 1960. Nitrate Production in the Field by Incubating the Soil in Polyethylene Bags. *Soil Science Society of American Proceeds* 24: 277-299.

Falkengren-Grerup, U., Schottelndreier, M. 2004. Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. *Plant Ecol.* 172: 51–62.

Filiz, Z. 2007. Sırçalı Kanyonu Florası. *Y. Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

Freppaz, M., Williams, B.L., Edwards, A.C., Scalenghe, R., Zanini, E. 2007. Labile nitrogen, carbon and phosphorous pools and nitrogen mineralisation and immobilisation rates at low temperatures in seasonally snow-covered soils. *Biology and Fertility of Soils* 43: 519–529.

Gerlach, A. 1973. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. *Verlag Erich Goltze KG*, Göttingen.

Gómez-Rey, M.X., Madeira, M., Gonzalez-Prieto, S.J., Coutinho, J. 2013. Soil C and N dynamics in a Mediterranean oak woodland with shrub encroachment. *Plant Soil* 371: 339–354.

Goodale, C.L., Aber, J.D. 2001. The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecol. Appl.* 11: 253–67.

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., Titrek, E., Arslan, H. 2008. Nitrogen mineralization in the ruderal sub-alpine communities in Mount Uludağ, Turkey. *European Journal of Soil Biology* 44: 408-418.

Güleryüz, G., Everest, A. 2010. Nitrogen Mineralization in the Soils of the Conifer Forest Communities in the Eastern Mediterranean. *Ekoloji* 19, 74: 51-59.

Güleryüz, G., Gücel S., Öztürk, M. 2010. Nitrogen mineralization in a high altitude ecosystem in the Mediterranean phytogeographical region of Turkey. *Journal of Environmental Biology* 31: 503–514.

Güleryüz, G., Kırmızı, S., Arslan, H., Yakut, E.K. 2011. Alterations of the Nitrogen Mineralization Rates in Soils of Forest Community Depending on the Ski Run Construction (Mount Uludağ, Bursa, Turkey). Science Press and Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS and Springer-Verlag Berlin Heidelberg. *Mt. Sci.* 8: 53–61.

Hansson, K., Olsson, B.A., Olsson, M., Johansson, U., Kleja, D.B. 2011. Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. *Forest Ecology and Management* 262: 522–530.

Harrison, K.A., Bol, R., Bardgett, R.D. 2007. Preferences for different nitrogen forms by coexisting plant species and soil microbes. *Ecology* 88: 989–99.

Inagaki, Y., Miura, S., Kohzu, A. 2004. Effects of forest type and stand age on litterfall quality and soil N dynamics in Shikoku district, southern Japan. *Forest Ecology and Management* 202: 107–117.

Işık, A., Ankut, Y., Karakaş, H.İ., Girgin, A., Deliorman, A. 2006. “Karabük İli 2005 yılı İl Çevre Durum Raporu” Karabük Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü, Karabük, 1-204.

Jackson, L.E., Burger, M., Cavagnaro, T.R. 2008. Roots, nitrogen transformations and ecosystem services. *Plant Biology* 59: 341–363.

Jiang, J., Li, Y., Wang, M., Zhou, C., Cao, G., Shi, P., Song, M., 2013. Litter species traits, but not richness, contribute to carbon and nitrogen dynamics in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Plant Soil* 373: 931–941.

Joshi, A.B., Vann, D.R., Johnson, A.H., Miller, E.K. 2003. Nitrogen availability and forest productivity along a climosequence on Whiteface Mountain, New York. *Can J. For Res.* 33: 1880–91.

Kanerva, S., Kitunen, V., Kiikkila, O., Loponen, J., Smolander, A. 2006. Response of soil C and N transformations to tannin fractions originating from Scots pine and Norway spruce needles. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1364–1374.

Kanerva, S., Smolander, A. 2007. Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1459–1467.

Kanerva, S., Smolander, A. 2008. How do coniferous needle tannins influence C and N transformations in birch humus layer? *European Journal of Soil Biology* 44: 1–9.

Karabük Gıda, Tarım ve Hayvancılık İl Müdürlüğü, 2013.

Karabük Meteoroloji İl Müdürlüğü, 2013.

Kavvadias, V.A., Alifragis, D., Tsiontsis, A., Brofas, G., Stamatelos, G. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144: 113–127.

Kooijman, A.M., Martinez-Hernandez, G.B. 2009. Effects of litter quality and parent material on organic matter characteristics and N-dynamics in Luxembourg beech and hornbeam forests. *Forest Ecology and Management* 257: 1732–1739.

Köhler, H-R., Wein, C., Reiss, S., Storch, V., Alberti, G. 1995. Impact of heavy metals on mass and energy flux within the decomposition process in deciduous forests. *Ecotoxicol.* 4: 114–137.

- Kraus, T.E.C., Zasoski, R.J., Dahlgren, R.A. 2004.** Fertility and pH effects on polyphenol and condensed tannin concentrations in foliage and roots. *Plant and Soil* 262: 95–109.
- Li, M., Zhou, X., Zhang, Q., Cheng, X. 2014.** Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 183: 40–46.
- Li, W., Pan, K., Wu, N., Wang, J., Han, C., Liang, X. 2009.** Effects of mixing pine and broadleaved tree/shrub litter on decomposition and N dynamics in laboratory microcosms. *Ecol. Res.* 24: 761–769.
- Li, X.G., Rengel, Z., Mapfumo, E., Singh, B. 2007.** Increase in pH stimulates mineralization of native organic carbon and nitrogen in naturally salt-affected sandy soils. *Plant Soil* 290: 269–82.
- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Arthur, M.A., Schultz, J.C. 2004.** Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry* 67: 289–308.
- Machefert, S.E., Dise, N.B., Goulding, K.W.T., Whitehead, P.G. 2002.** Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 6: 325–337.
- MacKenzie, M.D., DeLuca, T.H. 2006.** Charcoal and shrubs modify soil processes in ponderosa pine forests of western Montana. *Plant Soil* 287: 257–266.
- MacKenzie, M.D., DeLuca, T.H., Sala, A. 2004.** Forest structure and organic horizon analysis along a fire chronosequence in the low elevation forests of western Montana. *Forest Ecology and Management* 203: 331–343.
- Malchair, S., Carnol, M. 2009.** Microbial biomass and C and N transformations in forest floors under European beech, sessile oak, Norway spruce and Douglas-fir at four temperate forest sites. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 831–839.
- Marschner, H. 1995.** *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd Print. Academic Press. London.
- Menyailo, O.V. 2009.** The Effect of Siberian Tree Species on the Mineralization Rate of Soil Organic Matter. *Eurasian Soil Science*, Vol. 42, No. 10, pp. 1156–1162.
- Menyailo, O.V., Hungate, B.A., Zech, W. 2002.** Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial afforestation experiment. *Plant and Soil* 242: 171–182.
- Monokrousos, N., Papatheodorou, E.M., Diamantopoulos, J.D., Stamou, G.P. 2004.** Temporal and spatial variability of soil chemical and biological variables in a Mediterranean shrubland. *Forest Ecology and Management* 202: 83–91.

Moukoui, J., Munier-Lamy, C., Berthelin, J., Ranger, J. 2006. Effect of tree species substitution on organic matter biodegradability and mineral nutrient availability in a temperate topsoil. *Ann. For. Sci.* 63: 763–71.

Mukhopadhyay, S., Joy, V.C. 2010. Influence of leaf litter types on microbial functions and nutrient status of soil: Ecological suitability of forest trees for afforestation in tropical laterite wastelands. *Soil Biology and Chemistry* 42: 2306-2315.

Northup, R.R., Yu, Z.S., Dahlgren, R.A., Vogt, K.A. 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377: 227–9.

Nugroho, R.A., Röling, W.F.M., Laverman, A.M., Verhoef, H.A. 2006. Net nitrification rate and presence of *Nitrosospira* cluster 2 in acid coniferous forest soils appear to be tree species specific. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1166–71.

Ovington, J.D. 1953. Studies of the development of woodland conditions under different trees. Part I – soil pH. *Journal of Ecology* 41: 13–34.

Owen, J.S., Wang, M.K., Sun, H.L., King, H.B., Wang, C.H., Chuang, C.F. 2003. Comparison of soil nitrogen mineralization and nitrification in a mixed grassland and forested ecosystem in central Taiwan. *Plant and Soil* 251: 167–174.

Öztürk, M., Özdemir, F., Yücel, E. 1997. An overview of the environmental issues in the Black Sea Region. In: Scientific, Environmental and Political Issues in the Circum Caspian Region. *NATO-ARW, Kluwer Acad. Publ.* (Eds.M.H. Glantz & I.S. Zonn), pp. 213-226.

Parkin, T.B., Kaspar, T.C., Cambardella, C. 2002. Oat plant effects on net nitrogen mineralization. *Plant and Soil* 243: 187–195.

Paul, E.A., Clark, F.E. 1996. Soil microbiology and biochemistry, 2nd ed. *Academic Press*, San Diego.

Persson, T., Rudebeck, A., Jussy, J.H., Colin-Belgrand, M., Prieme, A., Dambrine, E., Karlsson, P.S., Sjöberg, R.M. 2000. Soil nitrogen turnover—mineralisation, nitrification and denitrification in European forest soils. In: Schulze ED, Ed. *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Berlin: Springer. p. 297–331.

Prescott, C.E., Preston, C.M. 1994. Nitrogen mineralization and decomposition in forest floors in adjacent plantations of western red cedar western hemlock and Douglas-fir. *Can J. For Res.* 24: 2424–31.

Ranger, J., Andreux, F., Bienaime, S., Berthelin, J., Bonnaud, P., Boudot, J.P., Brechet, C., Buee, M., Calmet, J.P., Chaussod, R., Gelhaye, D., Gelhaye, L., Gerard, F., Jaffrain, J., Lejon, D., Le Tacon, F., Leveque, J., Maurice, J.P., Merlet, D., Moukoui, J., Munier-Lamy, C., Nourisson, G., Pollier, B., Ranjard, L., Simonsson, M., Turpault, M.P., Vairelles, D., Zeller, B. 2004. Effet des substitutions d'essence sur le fonctionnement organo-mineral de l'ecosysteme

forestier, sur les communautés microbiennes et sur la diversité des communautés fongiques mycorhiziennes et saprophytes (cas du dispositif expérimental de Breuil - Morvan). *INRA, Nancy*. p. 201.

Rice, E.L. 1979. Allelopathy-an update. *Botanical Reviews*, 45: 15-109.

Runge, M. 1974. Die Stickstoff-Mineralisation in Boden eines sauerhumus-Buchenwaldes. I. Mineralstickstoff-gehalt und Netto-Mineralisation. *Oecol. Plant.* 9: 201–218.

Runge, M. 1983. Physiology and ecology of nitrogen nutrition. *Encyclopedia of Plant Physiology*. Eds.: O.L. Lange; P.S. Nobel; C.B. Osmond, H. Ziegler, N S 12C, ss. 164–200, Springer, Berlin Heidelberg New York.

Šantrůčková, H., Křišťůvková, M., Vaněk, D. 2006. Decomposition rate and nutrient release from plant litter of Norway spruce forest in the Bohemian Forest. *Biologia, Bratislava*, 61/Suppl. 20: 499–508.

SAS INSTITUTE 1984-1995. SAS/STATISTICA Version 6.0 Sas Institute, Inc., Cary, North Carolina, USA.

Satti, P., Mazzarino, M.J., Gobbi, M., Funes, F., Roselli, L., Fernandez, H. 2003. Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91: 173–181.

Schimel, J.P., Jackson, L.E., Firestone, M.K. 1989. Spatial and temporal effects on plant-microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biol Biochem* 21:1059–66.

Schimel, J.P., Van Cleve, K.V., Cates, R.G., Thomas, T.P., Reichardt, P.B. 1996. Effects of balsam poplar (*Populus balsamifera*) tannins and low molecular weight phenolics on microbial activity in taiga floodplain soil: implications for changes in N cycling during succession. *Can J. Bot.* 74: 84–90.

Seçmen, Ö., Gemici, Y., Görk, G., Bekat, L., Leblebici, E. 2004. *Tohumlu Bitkiler Sıstematiği*. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No: 116. Genişletilmiş 7. Baskı, İzmir.

Sharma, G.P., Raghubanshi A.S. 2009. Lantana invasion alters soil nitrogen pools and processes in the tropical dry deciduous forest of India. *Applied Soil Ecology* 42: 134–140.

Singer, M.J., Donald, N.M. 1999. *Soils: An Introduction*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

Smith, R.L. 1992. *Elements of Ecology*. Harper Collins Publishers Inc. New York.

Smolander, A., Kanerva, S., Adamczyk, B., Kitunen, V. 2012. Nitrogen transformations in boreal forest soils- does composition of plant secondary compounds give any explanations? *Plant Soil* 350: 1–26.

Smolander, A., Kitunen, V. 2011. Comparison of tree species effects on microbial C and N transformations and dissolved organic matter properties in the organic layer of boreal forests. *Applied Soil Ecology* 49: 224–233.

Smolander, A., Loponen, J., Suominen, K., Kitunen, V. 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two tree species, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1309–1318.

Solomonson, L.P., Barber, M.J. 1990. Assimilatory nitrate reductase: functional properties and regulation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 41: 225-253.

Stark, J.M., Firestone, M.K. 1995. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 218–221.

Stark, J.M., Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests, *Nature* 385: 61–64.

Steubing, L. 1965. Pflanzenökologisches Praktikum. *Parey*, Berlin.

Subbarao, G.V., Ishikawa, T., Ito, O., Nakahara, K., Wang, H.Y., Berry, W.L. 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots; case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant Soil* 288: 101–12.

Templer, P., Findlay, S., Lovett, G. 2002. Soil microbial biomass and nitrogen transformations among five tree species of the Catskill Mountains, New York, USA. *Soil Biol. Biochem.* 35: 607–13.

Tecimen, H.B., Kavgacı, A. 2011. Evaluation of net nitrogen mineralization rates at *Pinus brutia* ten. Forest and maquis shrublands in southern Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*.

Tian, L., Dell, E., Shi, W. 2010. Chemical composition of dissolved organic matter in agroecosystems: Correlations with soil enzyme activity and carbon and nitrogen mineralization. *Applied Soil Ecology* 46: 426–435.

Tunçer, K. 2012. Arşivinden.

Vahdat, E., Nourbakhsh, F., Basiri, M. 2011. Lignin content of range plant residues controls N mineralization in soil. *European Journal of Soil Biology* 47: 243–246.

Wedin, D.A., Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia* 84: 433–441.

Yang, K., Zhu, J.-J. 2015. Impact of tree litter decomposition on soil biochemical properties obtained from a temperate secondary forest in Northeast China. *J. Soils Sediments* 15: 13–23.

Yıldız, B., Aktoklu, E. 2010. *Bitki Sistematigi*. Palme Yayıncılık 2010.

Yoon, T.K., Noh, N.J., Chung, H., Yang, A-R., Son, Y. 2015. Soil Nitrogen Transformations and Availability in Upland Pine and Bottomland Alder Forests. *Forests* 6: 2941-2958.

Zeller, B., Recous, S., Kunze, M., Moukoui, J., Colin-Belgrand, M., Bienaime, S., Ranger, J., Dambrine, E. 2007. Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Annals of Forest Science* 64: 151–158.

Zöttl, H. 1958. Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation in Waldhumus durch den Brutversch. *Z. Pflanzenernahrung. Dueng. Bodenkd.* 81: 35–50.

Zöttl, H. 1960a. Dynamik der Stickstoffmineralisation im Organischen Waldbodenmaterial. I. Beziehung Zwischen Brutommine-ralisation und Nettomineralisation. *Plant Soil* 13: 166-182.

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:

$$\text{kg/ha } N_{\min} = \frac{A \times B \times 0.159}{100}$$

A: 25 × 25 × 15 cm ölçekle alınmış hacimsel toprağın kuru ağırlığı

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

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

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

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

c: Sarf edilen 0.1 N K₂C₂O₇ (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

Ek 4. Organik C'nun kg/ha birimine dönüştürülmesi:

$$\text{Organik C (kg/ha)} = \frac{\%C \times \text{g/cm}^2 \text{ kuru toprak}}{100} \times 159$$

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: Kjhdahl balonundaki çözeltinin bölünme faktörü

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

$$\text{Toplam N (kg/ha)} = \frac{\text{Toplam N (\%)} \times \text{g/cm}^2 \text{ kuru toprak}}{100} \times 159$$

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Kamil TUNÇER

Doğum Yeri ve Tarihi : Safranbolu, 05/01/1974

Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Karabük Demir Çelik Lisesi (1989-1992)

Lisans : Balıkesir Üniversitesi Biyoloji Öğretmenliği Bölümü (1993-1997)

Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (2011-2016)

İletişim (e-posta) : kamiltuncer@hotmail.com