



T.C.

**ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ULUDAĞ'IN SUBALPİN KUŞAĞINDA YAYILIŞ GÖSTEREN BODUR ÇALI
TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞMESİ
ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR**

BAHAR CAN

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**

BURSA – 2007



T.C

**ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ULUDAĞ'IN SUBALPİN KUŞAĞINDA YAYILIŞ GÖSTEREN BODUR ÇALI
TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞMESİ
ÜZERİNDE ARAŞTIRMALAR**

BAHAR CAN

**Doç. Dr. Hülya ARSLAN
(Danışman)**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**

BURSA – 2007

T.C
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ULUDAĞ'IN SUBALPİN KUŞAĞINDA YAYILIŞ GÖSTEREN BODUR ÇALI
TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞMESİ ÜZERİNDE
ARAŞTIRMALAR

BAHAR CAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

Bu tez 26/03/2007 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği ile kabul edilmiştir.

Doç.Dr. Hülya ARSLAN Prof.Dr. Gürcan GÜLERYÜZ Doç.Dr.Ertuğrul AKSOY

(Danışman)



Uludağ'ın Subalpin Kuşağında Yayılış Gösteren Bodur Çalı Topluluklarının Topraklarında Azot Mineralleşmesi Üzerinde Araştırmalar

ÖZET

Bu çalışmada Uludağ'ın subalpin ve alpin bölgesinin karakteristik bitki toplulukları olan bazı bodur çalı topluluklarının (*Astragalus angustifolius*, *Vaccinium myrtillus*-*Juniperus communis* ve *Juniperus communis*) topraklarında (0-15 cm) azot mineralleşme potansiyelleri laboratuvar şartlarında standart inkübasyon yöntemi (%60 su tutma kapasitesi ve 20 °C) kullanılarak araştırıldı. Bazı toprak ortam etmenleri [(toplam N (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, su tutma kapasitesi ve pH] ve azot mineralleşme oranlarına göre topluluklar karşılaştırıldı. Organik karbon (% ve kg/ha) 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 net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi açısından da anlamlı fark belirlendi ($P<0.05$). Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi ($\text{kg / ha / 63 gün}^{-1}$) ile pH arasında negatif anlamlı ilişki ($P<0.05$), toplam azot arasında ise pozitif anlamlı ilişki bulundu ($P<0.05$). Çalışma sonucunda net mineral azot veriminin ($\text{kg / ha / 63 gün}^{-1}$) *A. angustifolius* topluluğunun toprağında en yüksek, *J. communis* topluluğunda en düşük olduğu ve bitki topluluğunun yapısını oluşturan farklı tür kompozisyonunun azot mineralleşmesini etkileyebileceği ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Uludağ, bodur çalı, azot mineralleşmesi, nitrifikasyon, *Astragalus angustifolius*, *Juniperus communis*, *Vaccinium myrtillus*

Investigations on Nitrogen Mineralization Potentials in Soils of Dwarf Shrub Communities on Sub-alpine Belt of Uludağ

ABSTRACT

In this study, nitrogen mineralization was investigated by standart incubation method in soils (0-15 cm layer) of dwarf shrub plant communities (*Astragalus angustifolius*, *Vaccinium myrtillus*-*Juniperus communis* and *Juniperus communis*) which are characteristic plant communities of alpine and subalpine belt of Uludağ. We compare dwarf shrub communities according to some soil parameters [(total N (% and kg/ha), organik C (% and kg/ha), C/N ratio, Water Holding Capacity (WHC%) and pH] and mineralization ratios. Except of organic carbon (% and kg/ha), there was significant difference between dwarf shrub communities according to soil parameters ($P < 0.05$). Also, the difference among the communities according to net mineral nitrogen ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) productivity ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ day}^{-1}$) was significant. The significant correlation was found between net total minN productivity ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ day}^{-1}$) and soil pH and total N ($P < 0.05$). Net mineral nitrogen ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) productivity ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ day}^{-1}$) was highest in the soils of *A. angustifoliosus* whereas lowest in soils of *J. communis*. These results indicate that species composition of plant communities can effect the nitrogen transformation in their soils.

Key Words: Uludağ, dwarf shrub, nitrogen mineralization, nitrification, *Astragalus angustifolius*, *Juniperus communis*, *Vaccinium myrtillus*

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZET	
ABSTRACT	
ŞEKİLLER DİZİNİ	i
ÇİZELGELER DİZİNİ	ii
1- GİRİŞ	1
2- KAYNAK ARAŞTIRMASI	6
3- ARAŞTIRMA ALANININ GENEL DURUMU	16
4- MATERYAL VE YÖNTEM	19
4.1. Materyal	19
4.2. Yöntem	20
4.2.1. Örneklik Alanların Belirlenmesi	20
4.2.2. Toprak Örneklerinin Alınması	20
4.2.3. Toprak Örneklerinde Oransal Nem (%) ve Su Tutma Kapasitelerinin Belirlenmesi	20
4.2.4. Toprak pH' sının Ölçümü	21
4.2.5. Standart İnkübasyon Denemesi	21
4.2.6. Mineral Azot Tayini	21
4.2.7. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması	22
4.2.8. Toprak Örneklerinin Toplam N ve Organik C Tayini	22
4.2.9. Uygulanan İstatistiksel Yöntemler	23
5- BULGULAR	24
5.1. Toprak Ortam Etmenleri	24
5.2. Mineral Azot	25
5.3. Net Mineral Azot Verimi	29
5.4. Bazı Toprak Ortam Etmenleri ile Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar	33
6- TARTIŞMA	38
KAYNAKLAR	42
EKLER	50
TEŞEKKÜR	52
ÖZGEÇMİŞ	53

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 4.1. *Juniperus communis* L. subsp *nana* Syme (Bodur ardıç).

Şekil 5.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun değişimi.

Şekil 5.2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot verimlerinin değişimi.

Şekil 5.3. Topraktaki net NH_4^+ -N verimi (kg/ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Şekil 5.4. Topraktaki net NO_3^- -N verimi (kg/ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

Şekil 5.5. Topraktaki net $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N verimi (kg/ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri.

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 5.1. 0-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri (ortalama değer \pm standart sapma n=4) ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması (minimum ve maksimum değerler parantez içinde verilmiştir).

Çizelge 5.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen NH_4^+ - NO_3^- - N_{\min} ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması (0-15 cm).

Çizelge 5.3. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için hesaplanan NH_4^+ -N , NO_3^- -N ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimine göre toplulukların karşılaştırılması (0-15 cm).

Çizelge 5.4. Toprağın 0-15 cm'lik katmanında net mineral azot verimi (NH_4^+ - N_{\min} ve NO_3^- - N_{\min} kg / ha / 63 gün⁻¹) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=9, α ;0.05; $P<0.05$ ilişki anlamlı, $P>0.05$ ilişki anlamsız).

1. GİRİŞ

Karasal ekosistemlerdeki bitkiler için sınırlayıcı element olan azot bitki kuru ağırlığının yaklaşık %1.5-5'ini meydana getirir (Haynes 1986). Karbon, hidrojen ve oksijene göre daha düşük bir oranda bulunmasına karşın, bitki hayatı ve biyokimyasal olaylarda çok önemli görevler alan organik bileşiklerin yapısına girmesi nedeniyle bitki için gerekli temel besin elementleri arasında yer alır (Haynes 1986, Lee ve Stewart 1978, Marschner 1995, Gebauer ve ark. 1988).

Azot bitkilerde aminoasitlerin yapısına katılıp bitkinin en önemli ve kompleks bileşeni olan proteinlerin oluşumunda rol alır. Diğer taraftan azot, bitkinin kalıtım elemanları olan nükleik asitlerin yapısına katılıp bitki hayatının devamı ve kalıtsal özelliklerin nesilden nesile aktarılmasında görev alır. Ayrıca çeşitli enzimlerde koenzim olarak görev yapan vitaminlerin bileşimine katılır.

Azot bitkiler tarafından topraktan inorganik azot formları olan amonyum (NH_4^+ -N) ve nitrat (NO_3^- -N) halinde alınabilir. Topraktan alınan inorganik azot bitkide çeşitli enzimlerin etkenliği altında gerçekleşen çeşitli biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda organik bileşiklerin yapısına katılır (Marschner 1995, Solomonson ve Barber 1990, Oaks 1990). Organik bileşiklerin yapısına katılan azot "immobilize azot formu" olarak adlandırılır. Bu azot daha sonra bitkilere ait döküntüler ve tüketiciler yoluyla tekrar organik azot halinde toprağa verilerek azot döngüsü sürdürülür. Fakat doğadaki azot döngüsü sadece inorganik azotun bitkisel yapılara girmesi ve organik azot halinde tekrar toprağa verilmesi süreci ile gerçekleşmez. Bu sürece ilaveten doğada azot döngüsü iki ana kademeyi kapsar; (1) atmosferik fiksasyon (yüksek enerji fiksasyonu) ile oluşan amonyak ve nitratların yağmur suyu ile yeryüzüne taşınması, simbiyotik yolla veya serbest yaşayan mikroorganizmalarca (mavi yeşil algler ve serbest bakteriler) biyokimyasal olarak organik forma indirgenmesi, (2) organik maddenin parçalanarak mineralleşmesi ile mineral azot (NH_4^+ -N ve NO_3^- -N) oluşumu.

Toprakta organik maddenin parçalanarak mineralleşmesi bitkilerin azot beslenmesini şekillendirerek ekosistemin verimliliği ve sürekliliğini belirler (Runge 1983). Toprakta organik maddenin parçalanması humifikasyon, amonifikasyon, nitrifikasyon ve denitrifikasyon olmak üzere dört aşamada gerçekleşir (Atlas ve Bartha 1987, Plaster 1992). Organik madde parçalanmasının ilk aşaması olan humifikasyon aşamasında oluşan humusun yapısında bulunan organik bağlı azot amonifikasyon ve

nitrifikasyon aşamaları sonucunda amonyum (NH_4^+) ve nitrata (NO_3^-) dönüşür. Bitkiler tarafından kullanılabilen inorganik azot formlarını oluşturması nedeniyle bu aşamalar toprakta azot mineralleşmesi sürecini meydana getirirler.

Azot mineralleşmesinin ilk aşaması olan amonifikasyon aşamasında organizmalara ait atıklar topraktaki bakteri ve funguslar tarafından amonyağa kadar ayrıştırılır ve amonyak toprakta amonyum iyonlarına dönüşür. Amonifikasyon aşamasında oluşan amonyum iyonları nitrifikasyon aşamasında önce nitrite (NO_2^-) daha sonra da nitrata (NO_3^-) indirgenir. Amonyum iyonlarının önce nitrite daha sonra nitrata indirgenmesi farklı mikroorganizma grupları tarafından gerçekleştirilir. *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus* ve *Nitrosolobus* genusları amonyumu nitrite indirgeyen türler içerirler. Bu türlerin etkenliği ile oluşan nitrit *Nitrobacter*, *Nitrospira* ve *Nitrococcus* genuslarına ait türler tarafından nitrata dönüştürülür. Nitrifikasyon bakterileri kemotrofturlar ve karbondioksiti özümlemek için nitrifikasyon ile oluşan enerjiyi kullanırlar. İlk reaksiyonda moleküler oksijen nitrit molekülüne verilir. Yükseltgenme çok aşamalı bir reaksiyondur ve hidroksilamin (NH_2OH) ve diğer bazı ürünler oluşur. Bu reaksiyon aynı zamanda hidrojen iyonlarını oluşturur ve reaksiyonun gerçekleştiği ortamın pH'ı düşer. Nitrifikasyonun ikinci aşamasında nitrat oluşumu için bir su molekülünden oksijen alınır. Nitrifikasyonun her iki aşaması da aerobik koşullarda gerçekleşir. Nitritin yükseltgenmesi nitrifikasyonun ayrı bir safhasını oluşturur. Bu aşama düşük miktarda enerji verimi ve nitrat oluşumu ile son bulur (Plaster 1992).

Suya doymuş topraklarda nitrifikasyon ile oluşan nitratın belirli bir kısmı serbest azot formuna dönüştürülerek atmosfere verilir. Denitrifikasyon olarak isimlendirilen bu süreç oksijen yerine nitrat kullanan anaerobik bakteriler tarafından yürütüldüğü için suya doymuş topraklarda gerçekleşir (Plaster 1992). *Paracoccus denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans* ve değişik *Pseudomonas* türleri denitrifikasyon bakterileri arasında sayılabilir.

Organik maddenin mineralleşmesi ile azot bitkiler tarafından kullanılabilir hale gelir. Fakat mineralleşme sonucu oluşan mineral azotun tümü bitkiler tarafından kullanılamaz. Çünkü oluşan mineral azotun bir kısmı mineralleşme sürecinde etken olan mikroorganizmaların kendi ihtiyaçları için kullanılır. Dolayısıyla mikrobiyal faaliyetler için kullanılan mineral azotun dışında kalan mineral azot bitkiler için temel azot

kaynağını oluşturur. Bu nedenle toplam mineral azot üretimi için “Brüt Mineralizasyon”, mikrobiyal ihtiyaçlar dışında kalan üretim için “Net Mineralizasyon” kavramları önerilmektedir (Zöttl 1958, Runge 1983).

Toprakta organik maddenin mineralleşmesi çeşitli faktörlerin etkisi altında gerçekleşir. Toprak faktörleri ve ayrıştırıcıların aktivitesi mineralleşme oranlarını kontrol eden temel faktörlerdir (Robertson ve Paul 2000). Toprak pH’ı, toprağın nem içeriği ve su tutma kapasitesi, ölü materyalin C/N oranı toprakta azot mineralleşmesini etkileyen toprak özelliklerindedir (Runge 1974, 1983, Köhler 1995).

Toprak nemi mikrobiyal aktiviteyi etkileyerek azot mineralleşmesini etkiler. Singer ve Munn (1999)’a göre genel olarak bitki gelişimi için uygun olan toprak nem seviyesi mikrobiyal aktivite için uygundur. Özellikle kurak ortamlarda artan su içeriğine bağlı olarak azot mineralleşmesi bir artış göstermesine rağmen, su içeriğinin optimum düzeyi aşması durumunda mineralleşme azalır (Runge 1983, Güteryüz 1998). Toprağın tamamen neme doymuş hale gelmesi anaerobik şartlar oluşturacağı için organik maddenin parçalanması yavaşlar. Toprakta su içeriğinin artması mineralleşme sonucu oluşan nitratın hareketini artırarak bitkilerin kullanımını arttırmasına karşın yıkanarak toprak-bitki sisteminden uzaklaşmasına da neden olabilir. Zöttl (1960b) tarafından belirli şartlarda (pH 5.8, toprak sıcaklığı 20 °C, C/N oranı 15) ince yapılı bir humusta yapılan çalışmada azot mineralleşmesi için en uygun su tutma kapasitesinin %60 olduğu tespit edilmiştir.

Toprak pH’ı organik maddenin parçalanmasını sağlayan mikroorganizmaların etkinliğini belirleyerek azot mineralleşmesinde etkili olmaktadır. Genel olarak hafif asit ve hafif alkali (pH 6.0-8.0) topraklarda nitrat oluşurken, artan asiditeye bağlı olarak amonyum artışı görülür (Zöttl 1960c, Runge 1974).

Toprak sıcaklığı mikrobiyal aktiviteyi doğrudan etkileyerek azot mineralleşmesini etkiler. Runge (1983) azot mineralleşmesinin 0-70 °C sıcaklık aralığında meydana geldiğini ancak çeşitli bölgelerde mineralleşmede görev alan mikrobiyal populasyonların sıcaklık gereksinimlerinin farklı olması nedeniyle bitki gelişimi için uygun olan toprak sıcaklığının organik maddenin parçalanması için gerekli sıcaklığa benzer olduğu ifade etmektedir (Myrold 1987).

Organik maddenin parçalanmasını etkileyen en önemli toprak parametrelerinden birisi de ölü materyalin C/N oranıdır (Runge 1974, 1983, Köhler 1995). C/N oranı ile

toprakta azot mineralleşmesinin ters orantılı olduğu ifade edilmesine karşın, Runge (1983) bu ilişkinin aynı humus tipi ve aynı parçalanma derecesine sahip topraklarda karşılaştırılabileceğini bildirmektedir.

Topraktaki azot mineralleşmesi temel toprak özelliklerinin kontrolü altında gerçekleşmekle birlikte bitkilerin de bu süreçte önemli fonksiyonları vardır. Nitekim, belirli bir bölgedeki hakim bitki türleri azotun parçalanmasını etkileyerek ekosistemin verimliliğini kontrol etmektedir (Berendse 1990, Wedin ve Tilman 1990, Van Vuuren ve ark. 1992). Bitki türleri ürettikleri döküntünün miktarı ve kalitesi yoluyla toprak mikrobiyal aktivitesini etkiler ve dolaylı olarak toprakta azot dönüşüm oranları üzerinde etkilidirler (Hobbie 1995). Çünkü bitki türleri arasında üretilen döküntünün miktarı ve ayrışabilme özelliği açısından önemli farklılıklar vardır (Aber ve ark. 1990, Berendse ve ark. 1989, Van Vuuren ve ark. 1992, Aerts ve ark. 2006, Vargas ve ark. 2006) ve organik maddenin toprak mikroorganizmaları tarafından ayrıştırılabilme ve mineralleştirilme özelliği sadece toprağın C/N oranına değil aynı zamanda karbon bileşiklerinin kimyasal yapısına bağlıdır (Ehrenfeld 2001, Krauss ve ark. 2004). Örneğin, herdem yeşil çalılar gibi düşük verimliliğe sahip türlerin yapraklarında sentezlenen fenolik bileşiklerin oranı yüksek verimliliğe sahip olan türlerin yapraklarındakinden daha yüksektir (Aerts ve Chapin 2000, Hättenschwiler ve Vitousek 2000). Fenolik bileşikler gibi kompleks karbon bileşikleri toprakta organik maddenin parçalanma ve mineralleşme oranlarını değiştirirler (Steltzer ve Bowman 1998, Bowman ve ark. 2004, Vargas ve ark. 2006). Bu bileşikler mikroorganizma popülasyonları için bir karbon kaynağı meydana getirerek mikrobiyal azot immobilizasyonunu arttırmak, döküntüdeki azotlu bileşiklere bağlanarak çürümeye karşı daha dirençli olan kompleks bileşikler oluşturmak ve mikrobiyal enzimleri inaktif hale getirmek suretiyle azot mineralleşmesini yavaşlatabilirler (Steltzer ve Bowman 1998). Organik maddenin miktarı ve yapısına bağlı olan bu değişiklikler süksesyon süresince bitki tür kompozisyonu değiştiğinde organik madde dinamiği ve besin mineralleşmesinde önemli değişikliklere sebep olmaktadır (Olsen 1958, Rice ve Pancholy 1972, Robertson ve ark. 1981, Berendse 1990, Wedin ve Tilman 1990, Vargas ve ark. 2006).

Yaprak döküntüsünün lignin içeriği (Taylor ve ark. 1989, Berg ve ark. 1993, Van Vuuren ve ark. 1992), taninler gibi diğer fenolik bileşiklerin miktarı (Nikolai 1988,

Kuiters 1990), lignin/azot oranı (Melillo ve ark. 1982) gibi yaprakların kimyasal özelliklerine ilaveten yaprakların fiziksel dayanıklılığı (Gallardo ve Merino 1993), yaprak yüzeyindeki diken, tüy, mum gibi fiziksel engeller toprakta ayrışma oranlarını etkileyen özellikler arasında sayılmaktadır (Cornelissen 1996). Ayrıca döküntünün ayrışma oranındaki farklılığın hakim bitki türleri arasındaki hayat formu, yaprak dökücü veya herdem yeşil olma, sonbahardaki renklenme özelliği, familya ve evrimsel gelişimin farklı olması gibi bitkilere özgü bazı özellikler ile açıklanabileceği ifade edilmektedir (Cornelissen 1996, Cornelissen ve Thompson 1997).

Ülkemizde doğal ekosistemlerde azot döngüsü ile ilgili araştırmalar çok sınırlıdır (Gökçeoğlu 1988, Güteryüz ve Gökçeoğlu 1994, Güteryüz 1998). Daha önce yapılan araştırmalarda, Uludağ alpin kuşağında yayılış gösteren bazı bitki topluluklarının toprağında mineralleşme oranlarının farklı olduğu alan koşullarında (Güteryüz ve Gökçeoğlu 1994) ve laboratuvar koşullarında (20 °C ve % 60 su tutma kapasitesi) (Güteryüz 1998) yapılan çeşitli çalışmalarla gösterilmiştir. Bu çalışmada Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesinde geniş alanları örten üç farklı bodur çalı topluluğunun (*Juniperus communis*, *Vaccinium myrtillus-Juniperus communis* ve *Astragalus angustifolius*) topraklarında potansiyel azot mineralleşme oranları belirlenerek farklı tür kompozisyonlarının azot mineralleşmesi üzerindeki etkilerinin ortaya konması hedeflenmiştir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Araştırma alanımızı oluşturan Uludağ'ın alpin ve subalpin bölgesinde yayılış gösteren bazı bitki topluluklarının topraklarındaki azot döngüsü gerek laboratuvar şartlarında gerekse doğal şartlar altında yapılan çeşitli araştırmalara konu olmuştur.

Güleryüz ve Gökçeoğlu (1994) tarafından bu bölgede yapılan çalışmada *Festuca* sert yastıkçık, *Juniperus* bodur çalı ve *Nardus* nemli çayır topluluklarının toprağında azot mineralleşmesi arazi inkübasyonu yöntemi ile bir yıl boyunca araştırılmıştır. Yıllık mineral azot veriminin topluluklar arasında farklı olduğu; en yüksek verim *Festuca* (25,61 kg/ha) topluluğunun en düşük verim ise *Nardus* (12,91 k/ha) topluluğunun toprağında tespit edilmiştir. *Nardus* topluluğundaki düşük mineralleşmenin ise bu topluluktaki aşırı miktardaki toprak neminden kaynaklandığı ifade edilmiştir.

Güleryüz (1998) yaptığı bir diğer çalışmada, aynı bölgedeki farklı otlak alan topluluklarının toprağındaki azot mineralleşmesini laboratuvar şartlarında standart inkübasyon yöntemi ile araştırmış (%60 su tutma kapasitesi ve 20 °C) ve toprağın pH, su tutma kapasitesi, toplam azot ve organik karbon içerikleri ile mineral azot oluşumu arasında anlamlı ilişki bulunduğunu tespit etmiştir.

Titrek (2004) tarafından bu bölgede yapılan çalışmada ise Uludağ'ın bozulmuş alanlarında gelişen ruderal *Verbascum olympicum* topluluğunun toprağında azot mineralleşmesi bir yıl süren arazi inkübasyon yöntemi ile incelenmiştir. Bölgedeki sekonder süksesyonun başlamasında etken olan bu topluluğun topraklarında azot mineralleşmesinin yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Uludağ kış sporları merkezinde yer alan kayak pistlerinin yapılması için bozulan alanların ve bu alanlara komşu olan bozulmamış orman (*Abies bornmuelleriana*) topluluğunun toprağındaki azot dönüşüm oranları Yakut (2006) tarafından yapılan çalışma ile ortaya konmuştur. Çalışmada kayak pisti açmak amacıyla bozulan alanlarda azot mineralleşmesinin olumsuz etkilendiği fakat bu alanlarda vejetasyonun yeniden gelişmesi ile mineralleşmenin uyarıldığı belirlenmiştir.

Dünyada azot mineralleşmesi üzerinde yapılan çalışmalar öncelikle azot mineralleşmesi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkileri irdeleyen çalışmalar olmakla birlikte bitki örtüsünün de bu süreçte etken olduğu çeşitli araştırmalarda belirtilmiştir.

Foster ve arkadaşları (1980) tarafından yapılmış çalışmada bozulmuş olan yaşlı çayırlarda besin kayıpları üzerine yaygın bir tür olan *Ambrosia artemisiifolia*'nın potansiyel etkileri araştırılmıştır. Bu türün azotun bir kısmını tohumlarda depolayarak, bir kısmını vejetatif dokulara alarak azotu tutup depoladığı, süksesyona oldukça erken döneminde azot kayıplarını azalttığı ve bu şekilde vejetasyonun yeniden oluşumuna yardımcı olduğu tespit edilmiştir. Bu azotun büyük bir kısmının ise sonraki yıllarda bitkiler tarafından kolaylıkla alınabilir hale geldiği gözlenmiştir.

Robertson ve Vitousek (1981), primer ve sekonder süksesyona sürecinde azot mineralizasyonu ve nitrifikasyondaki farklılıkları araştırdıkları çalışma sonunda, azot mineralizasyonunda primer süksesyonda sürekli bir artış, sekonder süksesyonda ise nispeten sabit değerler belirlenmiştir. Nitrifikasyon ise her iki süksesyonda benzer değerlerde saptanmıştır. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre, nitrifikasyonun ekolojik süksesyona esnasında sürekli inhibe edildiği hipotezi desteklenmemiştir.

Doğal veya henüz yeni bozulmuş sistemlerde besin döngüsü özellikleri uzamsal olarak karmaşık olduğu ve bu karmaşıklığın bitki topluluğu yapısını oldukça fazla etkilediği Robertson ve arkadaşları (1988) tarafından yapılan çalışmada gözlenmiştir. Bitki toplulukları genellikle sınırlayıcı besinlerin alınabilirliğine göre yapılanmaktadır, bitki büyümesini en çok sınırlayan ve bu yüzden de topluluk yapısını en çok etkileyen besin azot olmuştur. Çalışılan yaşlı alan topluluğundaki N alınabilirliğinin <20-40m skalalarda oldukça fazla örneklenebildiği ve bu skalaların bitki topluluğu kompozisyonunun erken süksesyona esnasındaki değişimlerine benzediği tespit edilmiştir. Yaşlı alan topluluğunda yapılan bu çalışma; bu topluluktaki elde edilebilir besinlerin uzamsal heterojenitesinin etkili bir şekilde topluluk yapısını değiştirebileceğini göstermiştir.

Vinton ve Burke (1995) tarafından kısa ot stebinin beş farklı türü ile yapılan çalışmada bitki türlerine ait özelliklerden en önemli etkiyi lignin, lignin/N oranları veya C/N oranları gibi bitki döküntü karakteristikleri ile yaptığı ve bunların döküntü kalitesine yansiyarak böylece ayrışma oranı ve besin alınabilirliğini değiştirebildiği tespit edilmiştir. Hem bitki yaşam süresi hem de bitki yaşam formunun toprak kaynaklarının uzamsal modelini etkilediği belirlenmiştir (uzun ömürlü bitkilerin daha uzun süre kaldığı, demet şeklindeki otların ise rizomlu türlere göre biyomasın daha konsantre lokasyonlarını oluşturduğu gözlenmiştir). 4 yıl süren su ve N ilavesi

uygulamasının türlerin kompozisyonunu değiştirdiği ve toprak verimliliğini arttırdığı, bu değişimlerin bazılarının ilavenin sona ermesinden 20 yıl sonra da devam ettiği gözlenmiştir. Bu sürekli tepki, bitkiler ve toprak arasındaki pozitif geri-bildirimini açıklamaktadır. Arttırılan kaynaklara cevap olarak bitki türlerinin kompozisyonunun ve fizyolojisinin değiştiği tespit edilmiştir.

Gross ve arkadaşları (1995) üç süksesyonel alanda yaptıkları incelemeler sonucunda, N alınabilirliğindeki değişimin bitki topluluğu içindeki küçük alanlarda neredeyse farklı ekosistemler arasındaki değişim kadar büyük olduğu göstermişlerdir. Süksesyon sürecinde N için rekabetin güçleştiği ve değişen N alınabilirliği düzeylerine bağlı olarak farklı toprak parçaları oluştuğu, bu parçaların geniş alanda azotu aramada yetenekli kök sistemlerine sahip çok yıllıklar, fundalıkları ve küçük ağaçları tercih ettikleri gözlenmiştir. Bu çalışmada geç süksesyon alanlarda bitkiler tarafından kullanılabilir N' un toprak yüzeyinde toplandığı ve orta süksesyon alanlarından daha bol ve daha düzenli olduğu ve yeni terkedilmiş alandaki azot seviyelerinin yüksek ve oldukça düzenli dağılıma sahip olduğu tespit edilmiş ve bu durumun da çok yıllık bitkilerin gelişimini onayladığı ifade edilmiştir.

Cornelissen (1996) farklı tür kompozisyonuna sahip vejetasyon içerisinde fonksiyonel bitki grupları ve taksonlarındaki genel ayrışma modelini tanımlamak için çok sayıda türün kullanıldığı bir deneme gerçekleştirmiştir. Denemede geniş bir hayat formu, yaprak özelliği ve takson aralığında bulunan İngiltere'ye ait 125 bitki türünün döküntüsünün ayrışma özellikleri kuru ağırlık kaybı ile belirlenmiştir. Araştırmacı, hayat formunun, yaprak dökücü veya herdem yeşil olma gibi yaprak özelliğinin, yaprakların sonbahar renginin, türün ait olduğu familyanın türler arasındaki döküntü kaybının farklı olmasını belirleyen özellikler olduğunu belirtmiştir.

Hobbie (1996) yaptığı çalışmada artan sıcaklığın Alaska'nın farklı tundra türlerinin karbon ve azot döngüsü üzerine etkilerini araştırmıştır. 4 ve 10 °C'lik ısınmanın toprak solunumu, döküntü ayrışması, azot salınımı ve topraktaki net azot mineralleşmesini arttırdığı, bu nedenle, gelecekteki ısınmanın direk olarak karbon ve azot döngüsünü arttıracakını bildirmiştir. Genelde bir gelişim formundaki türlerin (*Gramineae* familyasına ait bitkiler, herdem yeşil çalılar, yaprak döken çalılar ve yosunlar) ayrışma üzerindeki etkilerinin farklı olduğu tespit edilmiş olup *Gramineae* familyasına ait bitkilerin döküntülerinin en hızlı ayrışma, yaprak döken çalılar ve

yosunların en düşük döküntü ayrışma oranına sahip oldukları tespit edilmiştir. Gelecekteki ısınmayla yaprak döken çalılardaki artış nispeten yavaş ayrışan odunsu gövdenin fazla olmasından dolayı C depolamasını teşvik edecektir. Yosun bolluğundaki değişimlerin de C depolamasına büyük etkileri döküntülerinin ayrışmaya karşı aşırı derece inatçı kimyasına dayandırılmıştır. Sonuç olarak, tundra ekosistemlerindeki ayrışmanın döküntü azot konsantrasyonundan çok döküntü C kalitesi (lignin ve karbonhidrat konsantrasyonları) tarafından kontrol edildiği bu çalışma ile gösterilmiştir.

Doğal bir bitki topluluğu içerisinde bitki türlerinin azot dönüşüm oranları üzerindeki etkisini belirlemek için Steltzer ve Bowman (1998) tarafından yapılan çalışmada alpin tundradaki nemli çayır topluluğunun iki farklı tür (*Acomastylis rosii* ve *Deschampsia caespitosa*) tarafından temsil edilen ve benzer mikro iklime sahip olan vejetasyon yamalarının topraklarında azot dönüşüm oranlarının farklı olduğu belirlenmiştir. Büyüme mevsimi sonunda *A. rosii* türünün hakim olduğu vejetasyon yamalarındaki toprakta net N azot mineralleşme oranı ve nitrifikasyonun *D. caespitosa* türünün hakim olduğu yamaların toprağına göre düşük olduğu tespit edilmiştir. Döküntünün C/N oranı, fenolik bileşikler/N oranı, kılcal kök üretimi gibi özellikler açısından *A. rosii* ve *D. caespitosa* türleri arasındaki farklılıklar topraktaki azot döngüsünü etkileyen potansiyel mekanizmalar olarak ifade edilmiştir.

Krift ve Berendse (2001) farklı bitki türlerinin azot döngüsü üzerindeki etkisini beş dikotiledon ve altı otsu türün kullanıldığı bir bahçe denemesi ile araştırmışlardır. Dört yıl süren denemede her bir türün monokültür toprağındaki azot mineralleşme ve nitrifikasyon oranları hesaplanmıştır. Deneme sonucunda besince zengin habitatlarda gelişen bitki türlerinin, besince fakir habitatlarda gelişen türlerle karşılaştırıldığında N mineralleşmesinin yüksek olduğu gösterilmiştir.

Canlı bitkilerin topraktaki net azot mineralizasyonuna etkisi Parkin ve arkadaşları (2002) tarafından canlı yulaf bitkisi (*Avena sativa*) kullanılarak araştırılmıştır. Çalışma sonunda canlı yulaf bitkilerinin net azot mineralleşmesini %81'e varan oranda arttırdığı, fakat bu sonucun her toprakta gözlenmediği belirtilmiştir. Net azot mineralleşmesi üzerine canlı yulaf bitkilerinin farklı etkisi çalışmada kullanılan toprakların geçmişteki işlenme durumlarına bağlanmıştır.

Makarov ve arkadaşları (2003) dağlık bir kesimde yükseklik değişimine göre yaptıkları çalışmada orta yükseklikte yer alan alpin otlak ve çayır topraklarında

(*Festuca varia* çayırları ve *Geranium gymnocaulan / Hedusarum caucasicum* otlakları), alpin zonun en üst (alpin liken çalısı) ve en alt yamacında (karyotağı topluluğu) ekstrem habitatlarında yer alan topraklara göre daha yüksek N alınabilirliği, net N mineralizasyonu ve nitrifikasyon saptamışlardır. Araştırmacılar bunu kontrol eden faktörlerin ise düşük toprak asiditesi, düşük karbon/azot oranı, uzun vejetasyon periyodu ve nispeten yüksek sıcaklık olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca ekstrem ekolojik koşullarda, düşük sıcaklığın ve yüksek toprak asiditesinin sonucu olan düşük mikrobiyal aktivitenin, organik bileşiklerin yavaş mineralizasyonuna yol açtığı ve bu yüzden yüksek toplam N içeriğine rağmen kullanılabilir inorganik azotun oldukça düşük konsantrasyonda gözlenmesine yol açtığını tespit etmişlerdir.

Bowman ve arkadaşları (2004) tarafından yapılan çalışmada, iki alpin türün (*Acomastylis rossii* ve *Deschampsia caespitosa*) döküntülerinin, bitki gelişmesi, mikrobiyal aktivite ve N immobilizasyonuna etkisi hem deneme ortamı hem de doğal şartlar altında yapılan denemelerle ayrıntılı olarak incelenmiştir. Çalışma sonucunda *D. caespitosa*'ya göre daha düşük bir gelişme oranı ve N kullanma kapasitesine sahip olan *A. rossii* türüne ait döküntünün bitki gelişimini yavaşlattığını; mikrobiyal aktivitenin baskılanmasına bağlı olarak N mineralleşmesinde bir azalma veya mikrobiyal biyomas artışının uyarılması ile artan N immobilizasyonun bitki gelişimini yavaşlatan mekanizmalar olabileceğini ifade etmişlerdir. *D. caespitosa* döküntüsü ile karşılaştırıldığında, *A. rossii* döküntüsünde eriyebilir toplam organik karbon ve toplam fenolik bileşiklerin yüksek olduğu; *A. rossii* döküntüsünün uygulandığı deneme ortamlarında toprak solunumu, mikrobiyal biyomas N ve eriyebilir C kullanımının *D. caespitosa* türüne ait döküntünün uygulandığı deneme ortamlarındakinden yüksek olduğu bildirilmiştir. Benzer özellik doğal alanlarda yapılan ölçümlerde de gözlenmiş olup *A. rossii* türündeki fenolik bileşiklerin bir mikrobiyal aktivite inhibitörü olmaktan ziyade toprak organizmaları için önemli bir C kaynağı olduğu ifade edilmiştir.

Schimel ve arkadaşları (2004) kış ve onu takip eden büyüme mevsimi boyunca Arktik ekosistemin mevcut ve deneysel olarak arttırılmış kar örtüsü altındaki kurak çalılık (*Dryas octopetale* ve *Arctostaphylos alpine*) ve nemli otsu tundra (*Eriophorum vaginatum* ve *Sphagnum* sp.) topraklarındaki net azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarını tayin etmişlerdir. Nemli tundrada yüksek kar örtüsüne sahip toprakların erime döneminde immobilizasyonun takip ettiği yağış ve kış dönemi boyunca yüksek net azot

mineralleşme oranlarına sahip olduğu; kurak çalılık tundrada artan kar kalınlığına sahip toprakların ise yüksek geç kış net azot mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarına sahip olduğu gözlenmiştir. Çalışma sonuçları, mevcut kar koşullarında düşük toprak sıcaklığının topraktaki azot mineralleşmesini sınırladığını, fakat daha derin kar koşullarının daha sıcak kış toprak sıcaklıkları ile ilişkili olarak kış süresince azot mineralleşmesini etkili bir şekilde arttırdığını ve bu şekilde tundra ekosistemlerinde bitkiler tarafından alınabilir azotun miktar ve zamanını değiştirdiğini göstermiştir.

Abiven ve arkadaşları (2005) tarafından sub-tropikal ortamlarda gelişen pirinç (*Oryza sativa*), darı (*Sorghum* sp.), soya fasulyesi (*Soja hispida*) ve *Brachiaria ruziziensis* türlerine ait kök, gövde ve yaprak kalıntılarının azot ve karbon mineralleşmesi ile bu bitki kısımlarının biyokimyasal özellikleri arasındaki ilişki incelenmiştir. Bitki kısımlarının kimyasal analizi sonucu yapraklarda polifenolik bileşiklerin, köklerde ise lignin benzeri bileşiklerin yüksek olduğunu tespit edilmiştir. Bu bitki kısımlarının mineralleşme oranları karşılaştırıldığında ise köklerin, yaprak ve gövdeden yaklaşık %20-30 daha az mineralleşme özelliğine sahip olduğu belirtilmiş ve köklerdeki düşük mineralleşme özelliği bu organların yüksek lignin-suberin içeriği ile ilişkilendirilmiştir.

Steltzer ve Bowman (2005) yaptıkları çalışmada alpin tundra ekosistemine ait olan, yüksek oranda fenolik bileşik içeren *Acomastylis rossii* ve düşük oranda fenolik bileşik içeren *Deschampsia caespitosa* türünün döküntülerini kullanarak bir yıllık bir döküntü ayrışma denemesi gerçekleştirmişlerdir. *A. rossii* döküntüsündeki immobilizasyonun, *D. caespitosa* döküntüsündeki immobilizasyondan daha yüksek olduğu saptanmış ve bu da bu türün yüksek fenolik bileşik içeriğine bağlanmıştır. Bu sonuçlar alpin ekosistemlerinde kar altında azot immobilizasyonunun azotun tutulmasına katkı sağladığını ve *A. rossii*'deki fenolik bileşiklerin yüksek oranda birikiminin döküntünün azot immobilize edebilme kapasitesini arttırdığını göstermişlerdir.

Hafner ve Groffman (2005) yaptıkları çalışmada bir karışık ormanda kaba odunsu döküntü ve ince döküntü tabakasındaki toprak azot konsantrasyonunu ve dönüşümünü araştırmışlar; kaba odunsu döküntünün yer aldığı toprakta toplam ve mikrobiyal biyomas azotunun düşük, mikrobiyal biyomas karbon/ azot oranının yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Çalışma sonucunda kaba odunsu döküntünün azot

dinamiğinin uzamsal değişiminde önemli bir role sahip olduğunu ve ılıman ormanlarda azot kayıplarının derecesini etkileyebileceğini ifade etmişlerdir.

Betula pendula (huş ağacı) ve *Picea abies* (Norveç ladini)' in toprak C ve N dönüşümleri ve organik madde karakteristikleri üzerine etkileri humus katmanından alınan toprak örneklerinde Smolander ve arkadaşları (2005) tarafından araştırılmıştır. *Betula pendula* altındaki humus tabakasında mikrobiyal biyomas C ve N miktarları, net N mineralizasyonu ve net nitrifikasyon *Picea abies* altındakinden daha yüksek değerlerde saptanırken, C mineralizasyon oranının ağaç türlerine bakmaksızın benzer olduğu gözlenmiştir. Bu sonuçlar *Betula pendula*' daki daha yüksek çözünmüş organik azot miktarına, *Picea abies* toprağında çözünmüş organik maddenin daha yüksek C/N oranına, düşük moleküler ağırlıktaki fenolik bileşiklerin ve triterpenlerin *Betula pendula* altındaki humus tabakasında daha yüksek, ferulik ve p-kumarik asitlerin konsantrasyonlarının ve yoğunlaştırılmış taninlerin *Picea abies* altındaki humus tabakasında daha yüksek tespit edilmesine dayandırılmıştır. Ferulik asitin topraktaki nitrifikasyonu engelleyerek, p-kumarik ve ferulik asitin ise bakteriyel ve fungal aktiviteyi engelleyerek C ve N mineralleşme oranlarına etki ettiği gözlenmiştir. Taninlerin, kompleks proteinleri etkileyerek, mikroplara karşı zehir etkisini arttırarak ve topraktaki enzim aktivitesini engelleyerek C ve N mineralizasyonuna etki ettiği belirlenmiş ve *Picea abies*' teki düşük net N mineralizasyonu toprağındaki yoğunlaştırılmış taninlerin yüksek konsantrasyonlarına dayandırılmıştır.

Sturm ve arkadaşları (2005) tarafından yapılan çalışma sonucunda arktik Alaska' daki toprakların sıcaklıklarında son 30 yıl içinde her 10 yılda bir 0.5 °C artış ve daha çok kışın meydana gelen bu ılınma ile çalı formasyonlarında artış gözlenmiştir. Artan çalı formasyonu karın daha fazla birikimine zemin oluşturmuştur. Artan karın toprağı izole etme mekanizmasından dolayı yüksek kış toprak sıcaklıklarını, daha yüksek mikrobiyal aktiviteyi ve daha fazla bitkiler tarafından alınabilecek azotu teşvik ettiği gözlenmiştir.

Weintraub ve arkadaşları (2005) tundra topluluklarında ısınmaya cevap olarak çalılardan arttığını gözlemlemiş ve tundra bitkileri ile çalılar arasında C depolamada, döküntü ayrışımında ve topraktan azot alınımı zamanlamasında önemli farklılıklar elde etmişlerdir. Bitki topluluk kompozisyonundaki bu değişimin arktik tundra ekosistemlerinin özellikle nemli tundra ekosistemlerinin karbon dengesini kuvvetli bir

şekilde etkilediğini belirtmişlerdir. Yüksek sıcaklıkların, toprak organik madde ayrışım oranları ve toprak azot alınabilirliği gibi arktik ekosistemlerin C dengesini kontrol eden faktörlere direk etkilerinin, bu sıcaklıkların stimüle ettiği odunsu çalı türlerinin dağılımındaki değişimlerle daha önemli hale geldiği tespit edilmiştir. Çalı türleri tundra içerisindeki en odunsu bitkiler olduğu, odun en yüksek karbon/azot oranına sahip bitki dokusu olduğu ve yavaş ayrıştığı için bu türlerin ekosistem karbon deposunu arttırdıkları ve arktik tundra ekosistemlerinde C dengesini değiştirdikleri tespit edilmiştir.

Otlatmaya bağlı olarak bozulan kurak ekosistemlerde çok yıllık otsu türler ile herdem yeşil çalıların değişiminden kaynaklanan döküntü kalitesindeki değişikliklerin toprakta C ve N dinamiklerinde farklı etkilere yol açtığı Vargas ve arkadaşları (2006) tarafından yapılan çalışmada tespit edilmiştir. Yaprak döküntüsündeki sekonder bileşiklerin döküntünün ayrışabilme özelliğini; düşük ayrışabilme özelliğine sahip fenolik-protein kompleksi oluşturarak döküntü içerisinde kalmak ve/veya mikrobiyal enzimleri inaktive etmek suretiyle alınabilir azot miktarını azaltarak değiştirdiği ifade edilmektedir.

Ste-Marie ve Houle (2006) Quebec (Kanada)'te yaptıkları çalışmada üç orman (şeker akçaağacı, göknar ve ladin) zeminindeki N dinamiklerini incelemişlerdir. Net nitrifikasyonun ladin alanında çok düşük, şeker akçaağacı alanındaki humus tabakasında düşük bir pH'a rağmen muhtemelen heterotrofik nitrifikasyon veya aside toleranslı ototrofik nitrifikasyon nedeniyle nitrat birikiminin olduğunu tespit etmişlerdir. Farklı orman alanlarının azot dinamiklerindeki bu farklılığın çok büyük olasılıkla dominant bitki türlerinden kaynaklandığını ve şeker akçaağacı alanlarında inorganik azot dönüşümlerinin yüksek olup bunu göknar ve ladin alanlarının takip ettiğini belirtmişlerdir.

Henegan ve arkadaşları (2006) yaptıkları çalışmada *Rhamnus cathartica* altındaki toprakları, bu bitkinin bulunmadığı alandaki topraklarla karşılaştırdıklarında, *Rhamnus cathartica* altındaki topraklarda daha yüksek N ve C içeriği yüzdesine, yüksek pH' a ve yüksek su içeriğine rastlamışlardır. Birçok yerli ağaçlar ve çalıların karşılaştırıldığında *R. cathartica'* nın sahip olduğu yüksek yaprak N'u, hızlı döküntü ayrışma oranları, istilacı Avrupa yer solucanlarının geniş populasyon yoğunluklarını ve yüksek biyomasını arttırması gibi faktörlerin sonucu olarak, *R. cathartica* altındaki toprakta ve

döküntü materyali bileşiminde oldukça yüksek azot ve karbon birikimi saptanmıştır. Nesli tükenmekte olan ağaç topluluklarının bulunduğu alanı istila eden bu türün o alandaki besin dinamiklerini değiştirdiği ve değişen besin dinamiklerinin sürekliliği sayesinde değişmiş olan verimliliğin alanın yeniden vejetasyonundaki dinamikler için önemli olduğu ifade edilmiş ve sonuç olarak *R. cathartica*'nın bazı ekosistem özelliklerini değiştirdiği gözlenmiştir.

Arktik ekosistem toprağının çıplak olarak, döküntü içererek veya üzerinde bitki örtüsü barındırarak inkübe edilmesi denemeleri sonucunda döküntü ve bitkinin topraktaki N ve P dönüşümleri üzerine etkisi Jonasson ve arkadaşları (2006) tarafından incelenmiştir. Döküntü ilavesinden sonra artan mineralizasyon, bitki ve mikrobiyal N ve P alınımı, döküntüdeki kolayca mineralize olabilen besinlerin yüksek içeriğine bağlanmıştır. Bitkilerin varlığı brüt mineralizasyonu arttırırken bu topraktaki toprak inorganik havuzlarına akan besinlerin toplamı, bitkilerin bulunmadığı topraktaki inorganik besin havuzlarındaki artıştan daha yüksek saptanmıştır. Bitkiler ve mikroplar arasındaki besin için rekabetin bitki besin alınımına negatif etkisi bitkilerin bulunmadığı dönemdeki mikrobiyal N ve P'nin artması ve yüksek mikrobiyal N ve P muhafazası ile ilişkilendirilmiştir. Sadece döküntü uygulamasında N mineralizasyonunda azalma ve P mineralizasyonunda artış gözlenmişken bitkilerin varlığında ise N mobilizasyonu artmış, P mobilizasyonu değişmemiştir, bu olay rizosferdeki azotun dönüşümünün uyarılması ile ilişkilendirilmiştir.

Aerts ve ark. (2006) tarafından Kuzey İsveç'te sub-arktik bataklık bölgede farklı 4 dominant türde yapılan çalışmada ilave azot miktarının yani azot gübrelemesinin döküntü net azot mineralizasyonuna hiçbir etkisinin olmadığı tespit edilmiş ve bu subarktik ekosistemlerdeki yüksek kimyasal ve mikrobiyal immobilizasyonun bir göstergesi olarak ifade edilmiştir. Başlangıçta düşük N içeriğine sahip türlerde N ilavesine tepki daha kuvvetli iken bazı türlerin N ilavesine negatif tepkisi yapılarındaki yoğunlaşmış tanenlerden kaynaklanan yüksek fenolik bileşiklere dayandırılmış ve döküntü ayrışımındaki farklılıkların her türün fenolik içeriğindeki farklılıklardan kaynaklandığı tespit edilmiştir.

Sirulnik ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada N çöküntüsü ile ilişkili olarak döküntü kalitesinin değiştiğini tespit etmişlerdir. Azot çöküntüsünün olduğu döküntüden üretilen ; amonyum, nitrat, mikrobiyal N ve organik N, yüksek N/lignin

oranına sahip döküntüde düşük N/lignin oranına sahip döküntüden daha yüksek tespit edilmiştir. Yüksek azotlu topraklarda döküntü, toprak amonyum ve mikrobiyal azotuna düşük azotlu topraklara göre daha fazla N katkısında bulunmuştur. Yüksek N' lu toprak üzerindeki yüksek N'lu döküntüden mineralize olan N toprak amonyumunun %46' sını, toprak nitratının %11' ini açıklarken düşük N' lu toprak üzerindeki düşük N' lu döküntüdeki bu oranlar %35 amonyum ve %6 nitrat şeklinde tespit edilmiştir.

3. ARAŞTIRMA ALANININ GENEL DURUMU

Ülkemizin en yüksek dağlarından olan Uludağ Marmara bölgesinin en yüksek kısmıdır. Uludağ Tepe veya Kara Tepe dağın en yüksek noktasını oluşturmaktadır (2543 m). Genişliği 20 km olan dağ kuzeybatı-güneydoğu doğrultusunda uzanmakta olup uzunluğu 40 km'ye kadar ulaşmaktadır. Uludağ batı ve güneyde Nilüfer çayı, kuzey ve doğuda Bursa ve İnegöl ovaları ile sınırlanmaktadır. Kuzey yönünde Sarıalan, Sobran ve Kadıyayla gibi yüksek platolar bulunmakta 2000 m yükseltide buzul taşlar ve Kilimli, Kara, Aynalı ve Buzlu göl yer almaktadır. Çobankaya deresi, Yörükmezari deresi, Kızpınarlar deresi gibi dereler ve kolları ana su kaynaklarını oluşturur. Paşaçayırı tepesi, Tutyalı tepesi, Şahinkaya ve Kuşaklı kaya tepeleri dağın güneyindeki belirli yükseltileri meydana getirir.

Uludağ masifi farklı derecelerde başkalaşım geçirmiş metamorfik seriler ve bunlar arasına sokulmuş granodiyorit plütonlarından oluşmuştur. Metamorfik seriler A ve B serileri olmak üzere iki seri halindedir. Bu seriler masifin merkez bölgelerinde granodiyorit bileşimli bir batolit tarafından kesilmiştir. Bu batolit güney sınırında zirveler bölgesinin şistleşmiş mermerleri ile dokanak halindedir ve burada metamorfizma etkisi ile ilginç bir Kontak Zonu (Skarn Bölgesi) oluşturur (Ketin 1983).

Uludağ sub-alpin ve alpin bölgesinin toprak özellikleri ile ilgili ayrıntılı çalışmalar bulunmamakla birlikte, Toprak Su Genel Müdürlüğünün raporlarında bölgenin toprak yapısının kireçsiz kahverengi orman topraklarının özelliklerine sahip olduğu belirtilmektedir. Bu toprakların oluşumunu sağlayan ana kayalar andezit, dezit, granit, marn, konglomera, kum, kil ve çakıl depoları olup içerisinde kireç bulundurmayan asit karakterli kayalar çoğunluktadır.

Yıllık ortalama sıcaklığın 4.6 °C olduğu Uludağ'da en soğuk ayın sıcaklık ortalaması -6.8 en sıcak ayın sıcaklık ortalaması ise 18.9 °C'dir. Yıllık toplam yağışın 1483.7 mm olup K.İ.S.Y (Kış, İlkbahar, Sonbahar, Yaz) yağış rejimi görülmektedir. Zirve istasyonu verilerine göre yılda ortalama 66.7 gün kar yağışlı geçmekte olup en yüksek kar örtüsü kalınlığına Mart ayında ulaşılmaktadır. Karla örtülü gün sayısı ortalaması ise 179.2'dir. En düşük yağışın yaz mevsiminde yer alması, yaz yağışlarının 200 mm'den aşağıda bulunması ve $Q > 98$ değeri ile Çok Yağışlı Akdeniz, fakat keskin bir yaz kuraklığının bulunmayışı ile ($PE/ME > 7$) Karadeniz bölgesinin Oseyanik iklim tipine benzerlik göstermektedir (Akman 1990'a göre Güleriyüz 1992).

Araştırma alanımızı oluşturan Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesinin bitki örtüsü Rehder ve ark. (1994) tarafından yapılan vejetasyon çalışması ile ortaya konulmuştur. Bölgenin bitki örtüsünü oluşturan bitki topluluklarının belirlenmesi için kullanılan örneklik alanların tür listesi aynı çalışmada verilmiş ve topluluklarının beş farklı vejetasyon tipini meydana getirdiği belirtilmiştir. Bu vejetasyon tipleri orman, ruderal, bodur çalı, nemli çayır ve sert yastık vejetasyon tipi olarak sınıflandırılmıştır. Orman vejetasyon tipi *Abies bornmuelleriana* topluluğu tarafından temsil edilmekte olup bu topluluk çoğunlukla saf topluluklar halinde yayılış göstermektedir. Bu tek düzelik nemli alanlarda *Fagus orientalis*, kurak alanlarda ise *Pinus nigra*'nın yer alması ile bozulmaktadır. Orman altı florasının en önemli türü ise *Galium rotundifolium*'dur. Ruderal vejetasyon tipini temsil eden *Verbascum olynpicum* topluluğu yol ve bina kenarı gibi insan etkenliğinin yoğun olduğu alanlarda hakimdir. *Nardus stricta*, *Agrostis canina*, *Trifolium repens*, *Plantago atrata* ve *Plantago holosteum* toplulukları bölgenin nemli ve keçe yapılı vejetasyon tipini meydana getirir. Sert dikensi yapraklı ve yastık şeklindeki türlerin hakim olduğu sert yastık şeklindeki vejetasyon tipi *Festuca cyllenica*, *Festuca punctoria* ve *Acantholimon ulicinum* topluluklarından oluşur ve özellikle alpin bölgede yer almaktadır.

Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesinde vejetasyon mozaiğinin oluşmasında önemli oranda katkı sağlayan (Rehder ve ark. 1994, Arslan 1999) bodur çalı vejetasyon tipi *Juniperus communis* (Bodur ardıç), *Vaccinium myrtillus-Juniperus communis* ve *Astragalus angustifolius* (Geven) topluluklarından oluşmaktadır. Yaklaşık bir metreye kadar boylanabilen *J. communis* (Bodur ardıç)'ın hakim olduğu bodur çalı tek düze görünümlü geniş alanları örter ve 2200 m yüksekliğe kadar çıkabilmektedir. *Thymus bornmuelleri* ve *Genista lydia* topluluğun en önemli iştirakçi türlerindedir. Bu türlere ilaveten narin yapılı otsu türlerde topluluk içerisinde yer almaktadır. Hayvanlar tarafından tercih edilen türlerin de bulunduğu bu otsu türler yeterli ışığın bulunması, rüzgâra karşı korunma gibi nedenlerle bu topluluğun tür kompozisyonuna iştirak ederler. Tür kompozisyonu açısından *J. communis* topluluğundan farklı olan bir diğer bodur ardıç topluluğu *Vaccinium myrtillus* (Yaban mersini) türünün topluluk yapısına katılmasıyla oluşur. Bu türe ilaveten *Vaccinium uliginosum* ve *Bruckenthalia spiculifolia* türlerinin de katılması bu topluluğun saf *J. communis* topluluğuna göre daha nemli yerleri tercih eden bir özelliği olduğunu ifade etmektedir (Rehder ve ark. 1994).

Astragalus angustifolius topluluğu diğer iki bodur çalı topluluğuna göre Uludağ'da çok daha dar bir yayılış alanına sahip olup sadece Paşaçayırı Tepesi civarında bulunmaktadır (Rehder ve ark. 1994, Arslan 1999). Bu bölgede özellikle güneye bakan kısımlarda *Juniperus communis* bodur çalı topluluğu ve *Festuca cyllenica* topluluğu ile yer almaktadır. Diğer bodur çalı topluluklarında yayılış gösteren *Thymus bornmuelleri* ve *Festuca cf. paphlagonica* bu toplulukta da yer almaktadır (Rehder ve ark. 1994).

4. MATERYAL VE YÖNTEM

4.1 Materyal

Uludağ'ın sub-alpin ve alpin kuşağında geniş alanları örten üç bodur çalı topluluğunun 0-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örnekleri çalışmamızın materyalini oluşturmaktadır. Bu topluluklar *Astragalus angustifolius*, *Vaccinium myrtillus*-*Juniperus communis* ve *Juniperus communis* topluluğudur.

Fabaceae üyesi olan *Astragalus angustifolius* Lam. subsp *angustifolius* var *angustifolius* (Geven) bodur yastıkçık oluşturan bileşik yapraklara sahip bir türdür. Yarım metre kadar boya sahip olabilen, dikensi yapraklı, sarı-beyaz çiçekli bireyler Haziran ve Temmuz aylarından itibaren görülebilir (Davis 1965,1985). *Juniperus communis* L. subsp *nana* Syme (Bodur ardıç) *Cupressaceae* familyasına ait olup bir metre kadar boylanabilen herdem yeşil bir çalıdır (Şekil 4. 1).



Şekil. 4. 1. *Juniperus communis* L. subsp *nana* Syme (Bodur ardıç)

Bodur çalı topluluğunun yapısına katılarak farklı kompozisyonda bir topluluk oluşmasını sağlayan *Vaccinium myrtillus* L. (Yaban mersini, ayı üzümü, çoban üzümü)

Ericaceae familyası üyesidir. Yaprak dökken, 30 cm'e kadar boylanan bu çalimsı tür özellikle nemli alanlarda *Juniperus communis* ile topluluk oluşturur.

4.2. Yöntem

4.2.1 Örneklik Alanların Belirlenmesi

Çalışmamızda kullandığımız bodur çalı topluluğunun her biri için bir örneklik (5x5 m) alan belirlenmiştir. *Astragalus angustifolius* topluluğuna ait örneklik alan Paşaçayırı Tepesi civarında ve güneye bakan bölgede seçilmiştir. *Vaccinium myrtillus-Juniperus communis* topluluğuna ait örneklik Mandra Telesiyej istasyonu civarından, *Juniperus communis* topluluğuna ait örneklik alan ise Wolfram yolu kenarından alınmış olup her iki örneklik alanda ana kaya granittir.

4.2.2. Toprak Örneklerinin Alınması

Toprak örnekleri her bir örneklik alanın 4 farklı bölgesinden çelik kalıplar yardımıyla alınmıştır. Kalıplar 15 x 15 x 15 cm boyutlarında olup 225 cm² alana ve 15 cm derinliğindedir. Alınan toprak örnekleri 4 mm'lik standart çelik elekten geçirilerek, hem toprağın taş ve bitki kısımlarından ayrılması sağlanmış olup hem de böylece toprak partikülleri standart hale getirilmiş olur. Elenmiş her toprak örneğinden yaklaşık 1500 – 2000 g alınarak naylon torbalarda laboratuara getirilmiştir. Alınan bu toprak örnekleri havada kurutulduktan sonra daha sonraki laboratuvar analizlerine kadar kese kağıtları içerisinde oda koşullarında saklanmıştır.

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

Alanlardan alınan ve naylon torbalarda laboratuara getirilen taze toprak örneklerinin önce yaş ağırlıkları belirlenmiştir. Belirli miktar (yaklaşık 40 g) yaş ağırlıktaki örnekler alınıp etüvde ağırlıkları sabitleninceye kadar (105 °C 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 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.

4.2.4. Toprak pH' sının Ölçümü

Toprakların pH tayinleri, 20 g hava kurusu toprak örneğinin 50 ml saf su ile karıştırılması ile elde edilen çamurda, Elektrolite 9823R cam elektrodlu *Jenway* Mod 3040R dijital pH-metresi ile yapılmıştır.

4.2.5. Standart İnkübasyon Denemesi

Kese kağıtları içerisinde saklanan hava kurusu toprak örneğinden 150 g alınarak çift polietilen torbalara konulmuştur. Polietilen torbalar 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 torbalara 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 (Zötl 1958). Toprak örnekleri 20 °C'de toplam 63 gün inkübe edilmiştir.

4.2.6. Mineral Azot Tayini

İnkübe edilen toprakta mineral azot tayini mikro-destilasyon yöntemi (Bremner ve Keeney 1965, Gerlach, 1973) ile 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 (NH₄⁺) miktarı, ikinci aşamada da nitrat (NO₃⁻) 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 KAl(SO₄)₂ çözeltisi ilave edildikten sonra düşey dönerli çalkalama cihazında 7 dakika/devir'de 30 dakika çalkalanmış ve Whatman 42 süzme kağıdı ile süzölmüştür. Süzüntü içine mikrobiyal faaliyeti engellemek için birkaç parça thymol kristali ilave edilerek mineral azot analizi yapıncaya 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 µl 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. Altlıkta biriken amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek amonyum (NH₄⁺) miktarı belirlenmiştir. Sonra soğutucu altına yukarıda açıklandığı gibi aynı maddeleri içeren ikinci bir altlık yerleştirilerek ve yan kapakçıklar ile balondaki aynı çözeltiliye 0.2 g Devardas konularak bazikleşen çözeltiliye yine buhar gönderilerek bu ortamda NO₂⁻ ve NO₃⁻ şeklinde azotun amonyağa dönüşmesi sağlanmıştır ve amonyum borat olarak altlıkta birikmiştir. Bu arada menekşe renginde olan indikatör madde azot miktarına göre menekşeden yeşil renge dönüşmüştür. Altlıktaki amonyum borat çözeltisi menekşe renge dönünceye kadar 0.005 N H₂SO₄ geri titre edilmiştir ve titrasyon sırasında harcanan miktardan hareketle mineral azot nitrat (NO₃-N) tayin edilmiştir (Güleryüz 1992, Öztürk ve ark. 1997).

4.2.7. Azot Mineralleşme Oranlarının Hesaplanması

Mineral azot (NH₄⁺-N ve NO₃⁻-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 verim 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.

4.2.8. Toprak Örneklerinin Toplam N ve Organik C Tayini

Toplam azot tayini Kjeldahl yaş yakma yöntemi (Steubing 1965) kullanılarak yapılmıştır. Bu yöntemde, hava kurusu toprak örneğinden 1-2 g alınarak Kjeldahl balonuna konulup, üzerine 15 ml salisilik-sülfirik asit karışımı, 2 g sodyumtiyosülfat, 0.5 g selen metal karışımı ilave edilmiştir. Toprak örnekleri beyazlaşmaya kadar yakılmış ve daha sonra soğuyan balonların içeriği saf suyla yıkanarak filtre kağıdından

süzülmüş ve hacmi 100 ml'ye tamamlanmıştır. Bu örnekten 50 ml alınıp distilasyon cihazı balonuna konulmuş ve üzerine 50 ml %33'lük NaOH ilave edilerek su buharı distilasyonu yapılmıştır. Açığa çıkan amonyak soğutucunun altına yerleştirilmiş indikatör içeren erlende borik asit tarafından amonyum borat olarak tutulmaktadır. Biriken amonyum borat 0.1 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek, harcanan H₂SO₄ hacminden toplam azot oranı hesaplanmaktadır (Öztürk ve ark. 1997).

Organik karbon tayini yaş yakma yöntemi (Steubing 1965) kullanılarak yapılmıştır. Yaklaşık 5 g alınarak 250 ml'lik bir balon jöjeye 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 çözeltiden 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 15x15x15 cm ölçekli çelik kalıplarla alınan toprakların kuru ağırlıkları kullanılarak mg Nmin/100 g kuru toprak olarak belirlenen mineral azot değerleri, organik % C ve toplam % N verileri kg/ha birimine dönüştürülmüştür.

4.2.9. Uygulanan İstatistiksel Yöntemler

Bodur çalı toplulukları arasındaki farklılık toprak toplam azotu (% ve kg/ha), organik karbon (% ve kg/ha), C/N oranı, pH, % su tutma kapasitesi değerlerine göre bir yönlü varyans analizine göre test edilmiştir. Ayrıca toprak özellikleri ile 63 gün'lük 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 gerçekleştirilmiştir.

5. BULGULAR

5.1. Toprak Ortam Etmenleri

Araştırılan üç bodur çalı topluluğunun 0-15 cm'lik toprak katmanından alınan örneklerin bazı özelliklerine ait ortalama değerleri, standart sapmaları ve oluşan fark grupları Çizelge 5.1'de verilmiştir. Toprak pH'ı, toplam azot (% ve kg/ha), C/N oranı ve % su tutma kapasitesi açısından topluluklar arasındaki fark anlamlı olup ($P < 0.05$), araştırılan diğer toprak özellikleri açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiştir ($P > 0.05$). *A. angustifolius* ve *V. myrtillus-J. communis* topluluklarının toprak pH'ı nötr bir özellik göstermekte olup birbirine benzerdir (6.9 ± 0.1 ve 7.0 ± 0.3). *J. communis* topluluğunun toprakları ise alkali karakterlidir (7.7 ± 0.5). Organik karbon (% ve kg/ha) değeri açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemesine karşın ($P > 0.05$), toplam azot açısından (% ve kg/ha) topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuştur ($P < 0.05$). *A. angustifolius* topluluğunun topraklarındaki toplam azot (% ve kg/ha) değerleri (0.42 ± 0.11 ve 3874 ± 964) diğer iki topluluğun toplam azot değerlerinden yüksektir (Çizelge 5. 1). En düşük toplam azot değerleri *J. communis* topluluğunun topraklarında tespit edilmiştir (% 0.17 ± 0.08 ve 1719 ± 744 kg/ha). Toplam azot değerlerindeki farklılık C/N oranına yansımakta olup, *A. angustifolius* topluluğunun topraklarındaki yüksek azot içeriği bu topluluğun topraklarındaki C/N oranını diğer toplulukların C/N oranlarına göre düşürmektedir (16.77 ± 4.07). Araştırılan topluluklar arasında C/N oranı *J. communis* topluluğunun topraklarında en yüksek değerdedir (35.12 ± 10.74). Organik karbon (% ve kg/ha) değerine göre topluluklar arasında anlamlı bir fark saptanmamış ($P > 0.05$) olup %C değerleri araştırılan topluluklarda 6.72 ± 0.41 ve 5.51 ± 0.71 arasında, kg/ha değerleri de 62847 ± 13406 ve 45296 ± 4253 arasında değişmektedir. Su tutma kapasitesi (%) *V. myrtillus-J. communis* topluluğunun topraklarında diğer toplulukların topraklarından yüksektir (% 70.1 ± 8.0) ve topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmiştir ($P < 0.05$). *A. angustifolius* ve *J. communis* topluluklarının topraklarında su tutma kapasitesi sırasıyla % 58.2 ± 8.9 ve 54.4 ± 5.5 'tür.

Çizelge 5.1. 0-15 cm'lik toprak katmanından alınan toprak örneklerine ait bazı toprak özellikleri (ortalama değer \pm standart sapma n=4) ve bu özelliklere göre toplulukların karşılaştırılması (minimum ve maksimum değerler parantez içinde verilmiştir).

Topluluk		<i>A. angustifolius</i>	<i>V. myrtillus - J. communis</i>	<i>J. communis</i>
N	(%) [*]	0.42 ^a \pm 0.11 (0.36- 0.58)	0.31 ^{ab} \pm 0.05 (0.23 – 0.35)	0.17 ^b \pm 0.08 (0.11 – 0.26)
	(kg/ha) [*]	3874 ^a \pm 964 (2720 – 5079)	2117 ^b \pm 377 (1808 – 2648)	1719 ^b \pm 744 (1145 -2710)
C	(%)	6.72 ^a \pm 0.41 (6.25 – 7.22)	6.50 ^a \pm 0.26 (6.24 – 6.84)	5.51 ^a \pm 0.71 (4.22 - 6.56)
	(kg/ha)	62847 ^a \pm 13406 (48226 – 75008)	45296 ^a \pm 4253 (40187 – 50000)	55233 ^a \pm 10134 (43940 –68380)
C/N[*]		16.77 ^a \pm 4.07 (10.78 – 19.51)	21.84 ^{ab} \pm 4.15 (17.83 – 27.65)	35.12 ^b \pm 10.74 (25.23- 48.82)
SK[*]	%	58.2 ^{ab} \pm 8.9 (45.67 – 66.21)	70.1 ^a \pm 8.0 (62.66 – 81.19)	54.4 ^b \pm 5.5 (47.63 – 59.64)
pH (H₂O)[*]		6.9 ^a \pm 0.1 (6.79 – 7.03)	7.0 ^a \pm 0.3 (6.58 – 7.29)	7.7 ^b \pm 0.5 (7.26 – 8.15)

* P<0.05

5.2. Mineral Azot

Bodur çalı topluluklarının topraklarında inkübasyonun başlangıç, 21. ve 63. günleri için belirlenen mineral azot üretim değerleri Çizelge 5.2 ve Şekil 5.1'de verilmiştir. Bu değerlere göre başlangıçta NH₄⁺-N_{min} üretimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmiştir (P<0.05). Başlangıçta NH₄⁺-N_{min} üretimi *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında en yüksek iken (12.27 \pm 2.51 kg/ha), *J. communis* topluluğunun topraklarında en düşüktür (7.58 \pm 1.94 kg/ha). Başlangıçta olduğu gibi 21. günde belirlenen NH₄⁺-N_{min} üretimi açısından da topluluklar arasında anlamlı fark (P<0.05) tespit edilmiş ve en yüksek ve en düşük NH₄⁺-N_{min} üretiminin

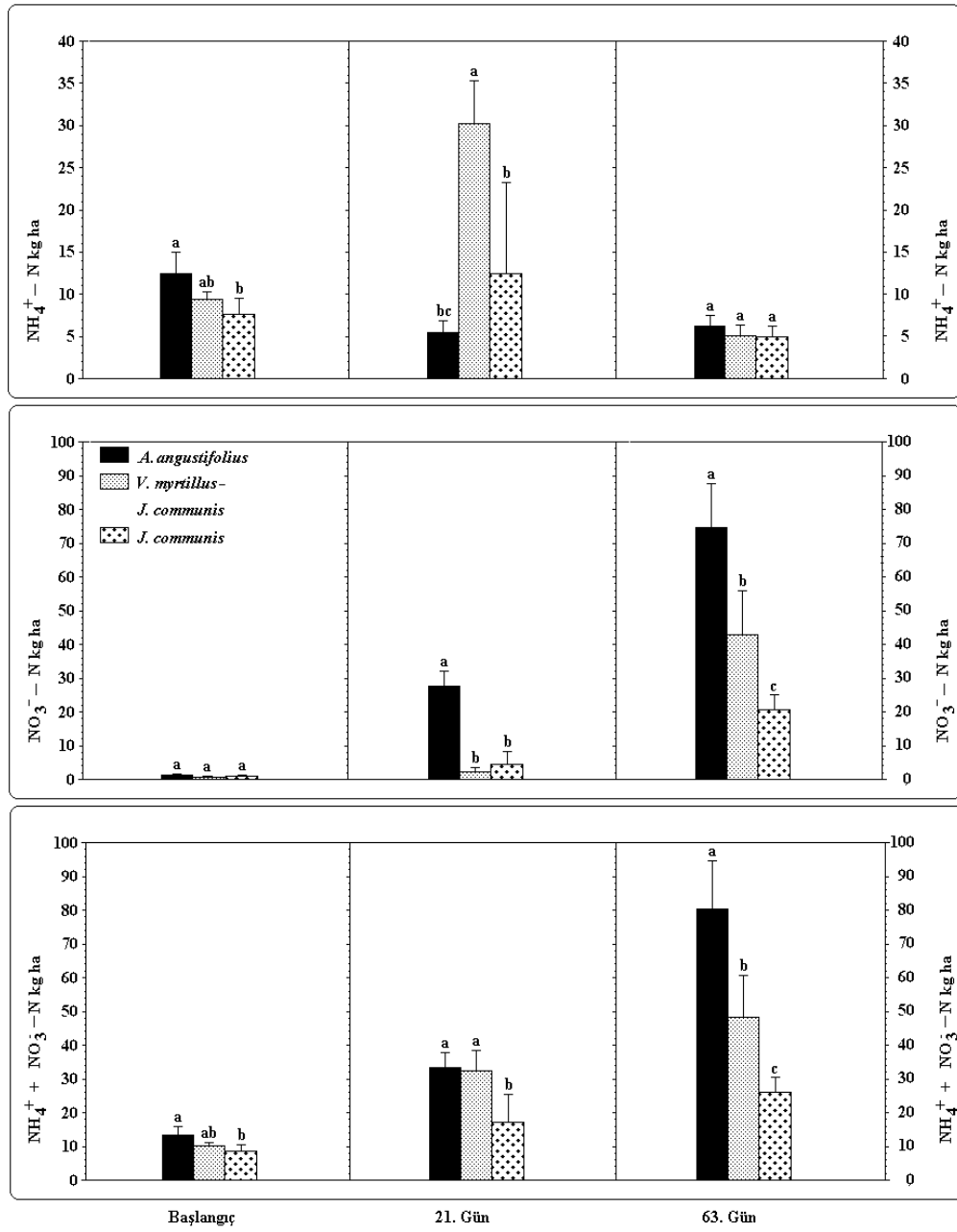
belirlendiği toplulukların değiştiği gözlenmiştir. Nitekim başlangıçta $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında en yüksek iken, 21. günde en yüksek $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi *V. myrtillus-J. communis* topluluğunun topraklarında belirlenmiştir (30.33 ± 4.84 kg/ha) (Çizelge 5.2, Şekil 5.1). 21. günde en düşük $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi ise başlangıçta en yüksek $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretiminin belirlendiği *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında ölçülmüştür (5.34 ± 1.28 kg/ha). 63. günde belirlenen $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiş olup ($P > 0.05$), $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi 6.07 ± 1.23 kg/ha ile 5.01 ± 1.07 kg/ha arasında değişmiştir (Çizelge 5. 2, Şekil 5.1.).

İnkübasyonun başlangıcında belirlenen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ değerleri açısından topluluklar arasında anlamlı fark belirlenmemiş olmasına rağmen ($P > 0.05$), 21. gün ve 63. günde belirlenen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ değerleri açısından topluluklar arasında fark tespit edilmiştir ($P < 0.05$). *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında 21. günde ölçülen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi diğer iki topluluğun topraklarında belirlenen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ üretiminden oldukça yüksektir (27.446 ± 4.16 kg/ha). *V. myrtillus-J. communis* ve *J. communis* topluluklarının topraklarında belirlenen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi ise benzerdir (Çizelge 5.2, Şekil 5.1). Aynı şekilde 63. günde ölçülen $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ değeri de *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında en yüksek değerde olup (74.00 ± 13.15 kg/ha) $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi açısından topluluklar arasındaki fark anlamlıdır ($P < 0.05$). 63. günde $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{min}}$ üretimi *J. communis* topluluğunun topraklarında en düşüktür (21.10 ± 3.87 kg/ha) (Çizelge 5.2, Şekil 5.1).

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 topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmiştir ($P < 0.05$). Başlangıçta toplam mineral azot üretimi *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında en yüksek iken (13.16 ± 2.54 kg /ha), 21. günde *A. angustifolius* ve *V. myrtillus-J. communis* topluluklarının topraklarında hemen hemen eşitlenmiştir (32.80 ± 4.33 ve 32.54 ± 5.96 kg/ha). 63. günde ise toplam mineral azot üretimi *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında belirgin bir şekilde yüksek olup *J. communis* topluluğunun topraklarında düşüktür (Çizelge 5.2; Şekil 5.1.).

Çizelge 5.2. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında ölçülen NH_4^+ - N_{\min} , NO_3^- - N_{\min} ve toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$) değerlerine göre toplulukların karşılaştırılması

Topluluk	Başlangıç (kg/ha)	İnkübasyon Periyodu	
		21. Gün (kg/ha)	63.Gün (kg/ha)
NH_4^+-N_{\min}			
<i>A. angustifolius</i>	12.27 ^a ± 2.51	5.34 ^{bc} ± 1.28	6.07 ^a ± 1.23
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	9.46 ^{ab} ± 0.89	30.33 ^a ± 4.84	5.13 ^a ± 1.19
<i>J. communis</i>	7.58 ^b ± 1.94	12.54 ^b ± 10.68	5.01 ^a ± 1.07
	<i>P</i> < 0.05	<i>P</i> < 0.05	<i>P</i> > 0.05
NO_3^--N_{\min}			
<i>A. angustifolius</i>	0.89 ^a ± 0.22	27.46 ^a ± 4.16	74.00 ^a ± 13.15
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	0.62 ^a ± 0.16	2.21 ^b ± 1.24	43.15 ^b ± 12.64
<i>J. communis</i>	0.90 ^a ± 0.05	4.48 ^b ± 3.93	21.10 ^c ± 3.87
	<i>P</i> > 0.05	<i>P</i> < 0.05	<i>P</i> < 0.05
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$-$\text{N}_{\min}$			
<i>A. angustifolius</i>	13.16 ^a ± 2.54	32.80 ^a ± 4.33	80.07 ^a ± 14.37
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	10.07 ^{ab} ± 1.01	32.54 ^a ± 5.96	48.28 ^b ± 12.23
<i>J. communis</i>	8.48 ^b ± 1.97	17.02 ^b ± 8.47	26.11 ^c ± 4.13
	<i>P</i> < 0.05	<i>P</i> < 0.05	<i>P</i> < 0.05



Şekil 5.1. İnkübasyon periyodunun üç aşamasında hesaplanan mineral azotun ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) topluluklara göre değişimi

5. 3. Net Mineral Azot Verimi

Standart inkübasyon yöntemi kullanılarak laboratuvar koşullarında inkübasyona bırakılan toprak örneklerinde tayin edilen amonyum ve nitrat değerlerinden bir önceki periyodun değerleri çıkarılarak 21 günlük, 42 günlük ve son değerden başlangıç değeri çıkarılarak 63 günlük net mineral azot verimi hesaplanmıştır.

21 günlük, 42 günlük ve 63 günlük net verimin ortalama değerleri ve standart sapmaları ile topluluklar arasındaki farkın anlamlılık düzeyleri net NH_4^+ -N kg/ha verimi, net NO_3^- -N kg/ha verimi ve net $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N kg/ha verimi için Çizelge 5.3 ve Şekil 5.2'de verilmiştir. Net mineral azot verimi açısından topluluklar karşılaştırıldığında 63 günlük net NH_4^+ -N verimi hariç tüm değerler (NH_4^+ -N kg/ha verimi, NO_3^- -N kg/ha verimi ve $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N verimi) için fark anlamlı bulunmuştur. İnkübasyona bırakılan bazı örneklerde amonyumun nitrata dönüşümü daha fazla olması nedeniyle amonyum başlangıçtaki değerinden düşük bulunmuş ve negatif işaretiyle gösterilmiştir.

Araştırılan topluluklar arasında 21 günlük net NH_4^+ -N verimi açısından anlamlı bir fark saptanmış olup ($P < 0.05$), en yüksek net NH_4^+ -N verimi *V. myrtillus-J. communis* topluluğunun topraklarında (20.88 ± 4.29 kg/ha/21 gün⁻¹), düşük net NH_4^+ -N verimi ise *A. angustifolius* topluluğunda (-6.93 ± 2.63 kg/ha/21 gün⁻¹) ölçülmüştür. 42 günlük net NH_4^+ -N verimi açısından da topluluklar arası anlamlı fark saptanmıştır ($P < 0.05$). En düşük net NH_4^+ -N verimi *V. myrtillus-J. communis* (-25.20 ± 5.62 kg/ha/42 gün⁻¹) topluluğunda tespit edilmiştir. *V. myrtillus-J. communis* topluluğunda olduğu gibi saf *J. communis* topluluğunun net NH_4^+ -N verimi de negatif değere düşmüştür (-7.53 ± 10.77 kg/ha/42 gün⁻¹). *A. angustifolius* topluluğunda ise 42 günlük net NH_4^+ -N verimi 0.74 ± 0.85 kg/ha/42 gün⁻¹ olarak ölçülmüştür. 63 günlük net NH_4^+ -N verimi ise bütün topluluklarda negatif değerlerde olup (*A. angustifolius*; -6.20 ± 1.79 kg/ha/63 gün⁻¹, *V. myrtillus-J. communis*; -4.33 ± 1.93 kg/ha/63 gün⁻¹, *J. communis*; -2.57 ± 2.54 kg/ha/63 gün⁻¹) topluluklar arasında anlamlı fark tespit edilmemiştir ($P > 0.05$).

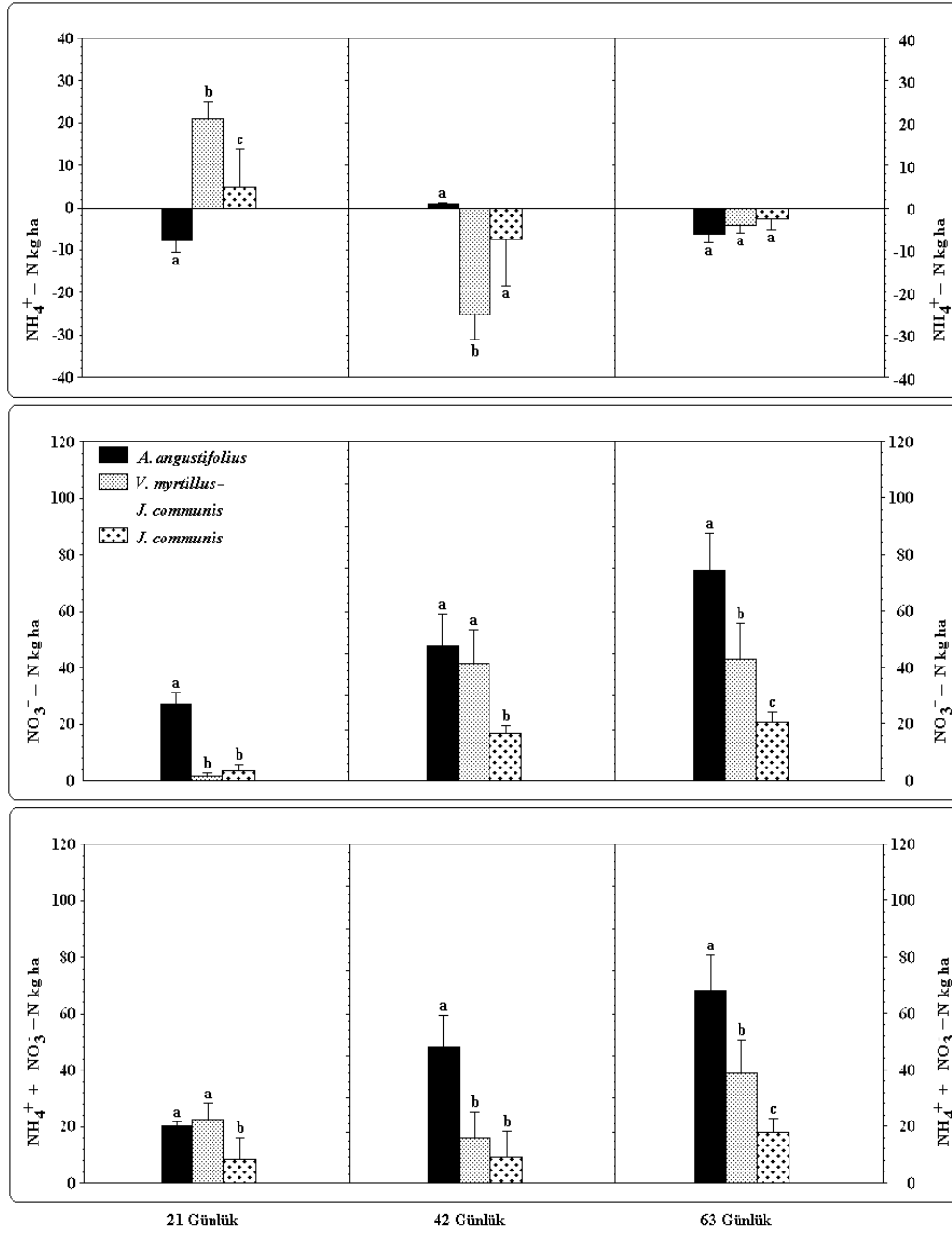
21 günlük net NO_3^- -N verimi bakımından topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuş olup ($P < 0.05$) *A. angustifolius* topluluğunun 21 günlük net NO_3^- -N verimi (26.58 ± 4.15 kg/ha/21 gün⁻¹) diğer iki topluluğunkinden oldukça yüksektir. Örneğin bu topluluğun 21 günlük net NO_3^- -N verimi *J. communis* topluluğunun 21 günlük net NO_3^- -N veriminden (1.59 ± 1.18 kg/ha/21 gün⁻¹) yaklaşık 17 kat daha yüksektir. *V. myrtillus-*

J. communis topluluğunun 21 günlük net NO_3^- -N verimi ile *J. communis* topluluğunun 21 günlük net NO_3^- -N verimi ise birbirine benzerdir (Çizelge 5. 3, Şekil 5.3). 42 günlük net NO_3^- -N verimi açısından topluluklar arasında anlamlı fark saptanmış ($P<0.05$) olmakla birlikte *A. angustifolius* topluluğunun 42 günlük net NO_3^- -N verimi ($46.54 \pm 11.36 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) ile *V. myrtillus-J. communis* topluluğunun 42 günlük net NO_3^- -N verimi ($40.95 \pm 11.59 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) benzerdir. *J. communis* topluluğunda 42 günlük net NO_3^- -N verimi ($16.62 \pm 2.66 \text{ kg/ha/42gün}^{-1}$) diğer iki topluluğun 42 günlük net NO_3^- -N veriminden düşüktür (Çizelge 5.3, Şekil 5.3). En yüksek 63 günlük net NO_3^- -N verimi *A. angustifolius* topluluğunda ($73.12 \pm 13.00 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) saptanmış olup 63 günlük net NO_3^- -N verimi açısından topluluklar arasındaki anlamlı fark bulunmuştur ($P<0.05$). Bu değer *J. communis* topluluğunun topraklarında en düşüktür ($20.20 \pm 3.90 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$).

Araştırılan topluluklar arasında 21, 42 ve 63 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi bakımından anlamlı fark tespit edilmiştir ($P<0.05$) (Çizelge 5.3, Şekil 5.3). 21 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi *A. angustifolius* topluluğu ($19.65 \pm 1.82 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) ve *V. myrtillus-J. communis* topluluğunun ($22.47 \pm 5.34 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$) topraklarında birbirine benzer olup, *J. communis* topluluğunda ise daha düşüktür ($8.54 \pm 6.95 \text{ kg/ha/21 gün}^{-1}$). 42 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi *A. angustifolius* topluluğunda ($47.27 \pm 11.29 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) yüksek olup *V. myrtillus-J. communis* topluluğunda ve *J. communis* topluluğunda ($15.74 \pm 9.58 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$ ve $9.09 \pm 8.58 \text{ kg/ha/42 gün}^{-1}$) benzerdir. 42 günlük net toplam mineral azot veriminde gözleendiği gibi en yüksek 63 günlük net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi *A. angustifolius* topluluğunda ($66.92 \pm 12.61 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$) belirlenmiştir. *V. myrtillus-J. communis* topluluğu $38.21 \pm 11.39 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ değeri ve *J. communis* topluluğu $17.63 \pm 5.10 \text{ kg/ha/63 gün}^{-1}$ değeri ile *A. angustifolius* topluluğunu takip etmişlerdir.

Çizelge 5.3. 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 (0-15 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)
$\text{NH}_4^+\text{-N}$			
<i>A. angustifolius</i>	-6.93 ^a ± 2.63	0.74 ^a ± 0.85	-6.20 ^a ± 1.79
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	20.88 ^b ± 4.29	-25.20 ^b ± 5.62	-4.33 ^a ± 1.93
<i>J. communis</i>	4.96 ^c ± 8.87	-7.53 ^a ± 10.77	-2.57 ^a ± 2.54
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> >0.05
$\text{NO}_3^-\text{-N}$			
<i>A. angustifolius</i>	26.58 ^a ± 4.15	46.54 ^a ± 11.36	73.12 ^a ± 13.00
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	1.59 ^b ± 1.18	40.95 ^a ± 11.59	42.54 ^b ± 12.56
<i>J. communis</i>	3.58 ^b ± 3.98	16.62 ^b ± 2.66	20.20 ^c ± 3.90
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-\text{-N}$			
<i>A. angustifolius</i>	19.65 ^a ± 1.82	47.27 ^a ± 11.29	66.92 ^a ± 12.61
<i>V. myrtillus-J. communis</i>	22.47 ^a ± 5.34	15.74 ^b ± 9.58	38.21 ^b ± 11.39
<i>J. communis</i>	8.54 ^b ± 6.95	9.09 ^b ± 8.58	17.63 ^c ± 5.10
	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05	<i>P</i> <0.05



Şekil 5. 2. İnkübasyon periyodunun üç aşaması için belirlenen mineral azot ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ve $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) veriminin topluluklara göre değişimi

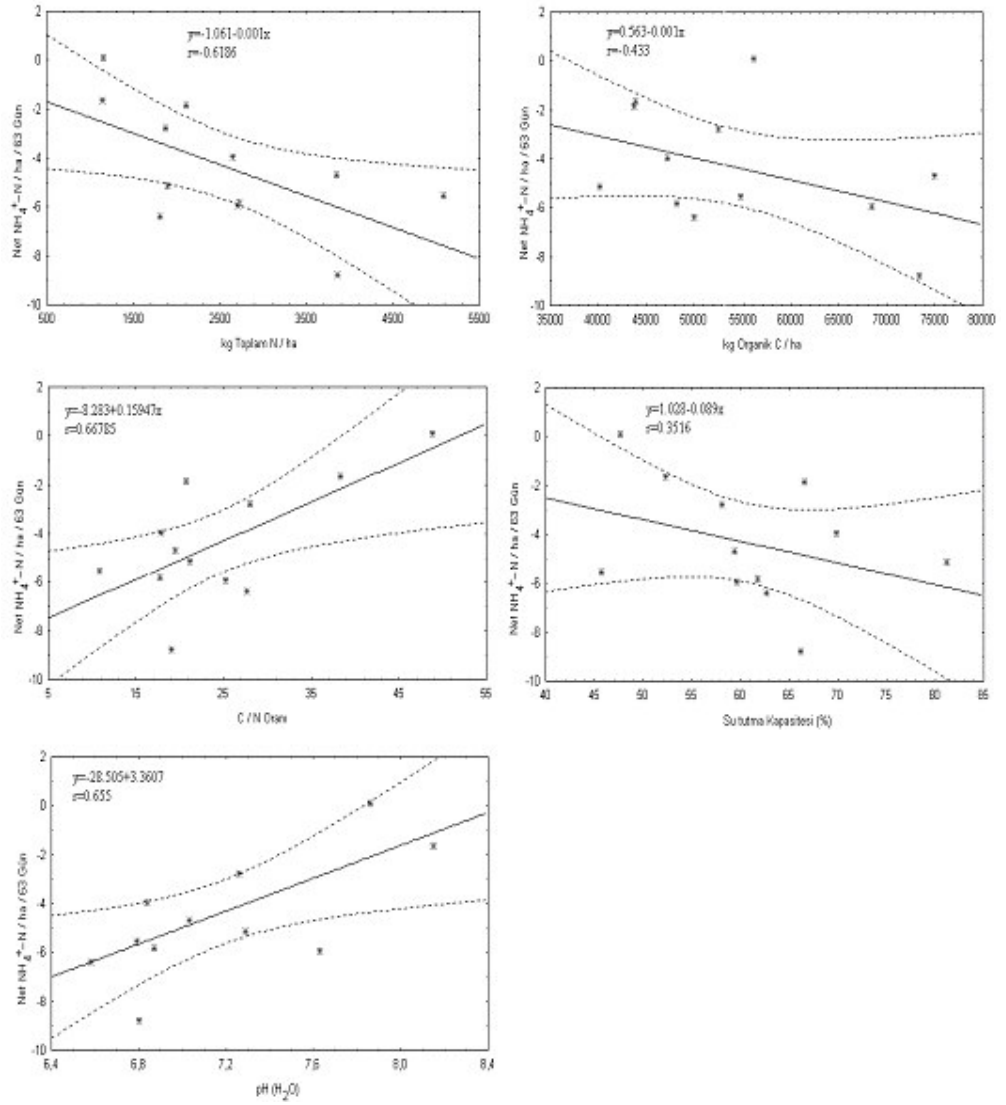
5. 4. Toprak Ortam Etmenleri ve Net Mineral Azot Arasındaki Korelasyonlar

Toplam N, organik bağılı C, C/N oranı, su tutma kapasitesi (%) ve pH gibi bazı toprak ortam etmenleri ile 63 günlük net amonyum verimi, net nitrat verimi ve net toplam mineral azot verimi arasındaki ilişki basit korelasyon testi ile analiz edilmiştir. Basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri Çizelge 5. 4' de gösterilmiştir.

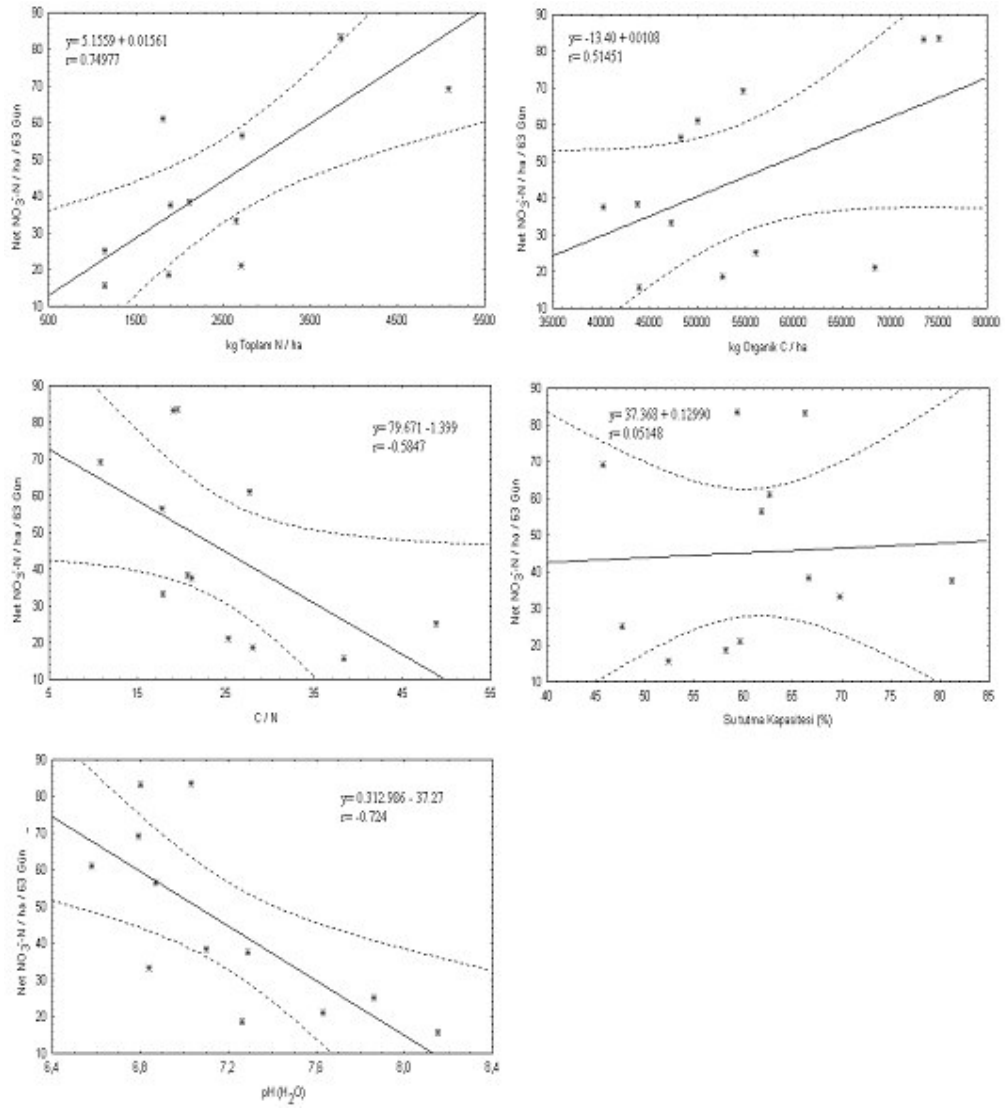
Çizelge 5. 4 Toprağın 0-15 cm'lik katmanında net mineral azot verimi ($\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min}$ kg / ha / 63 gün⁻¹, $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$ kg / ha / 63 gün⁻¹ ve $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$ kg / ha / 63 gün⁻¹) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=9, 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)	-0.619	0.03	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min} = -1.061 - 0.001x\text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	-0.433	0.160	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min} = 0.563 - 0.000x\text{OrgC}$
C/N	0.668	0.018	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min} = -8.283 + 0.159xC/N$
SK (%)	0.352	0.262	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min} = 1.028 - 0.089 \times \text{SK}(\%)$
pH (H ₂ O)	0.655	0.021	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\min} = -28.505 + 3.3607xpH$
$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$ (kg / ha / 63 gün⁻¹)			
Toplam N (kg/ha)	0.750	0.005	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 5.156 + 0.016x\text{ToplN}$
Organik C (kg/ha)	0.515	0.087	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = -13.403 + 0.001x\text{OrgC}$
C/N	-0.585	0.046	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 79.671 - 1.399xC/N$
SK (%)	0.051	0.874	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 37.368 + 0.130 \times \text{SK}(\%)$
pH (H ₂ O)	-0.724	0.008	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 312.986 - 37.267xpH$
$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min}$ (kg / ha / 63 gün⁻¹)			
Toplam N (kg/ha)	0.735	0.007	$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 4.094 + 0.014x\text{TopN}$
Organik C (kg/ha)	0.504	0.095	$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = -12.843 + 0.001x\text{OrgC}$
C/N	-0.554	0.062	$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 71.389 - 1.240xC/N$
SK (%)	0.018	0.957	$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 38,392 + 0.042x\text{SK}\%$
pH (H ₂ O)	-0.704	0.011	$\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\min} = 284.98 - 33.909xpH$

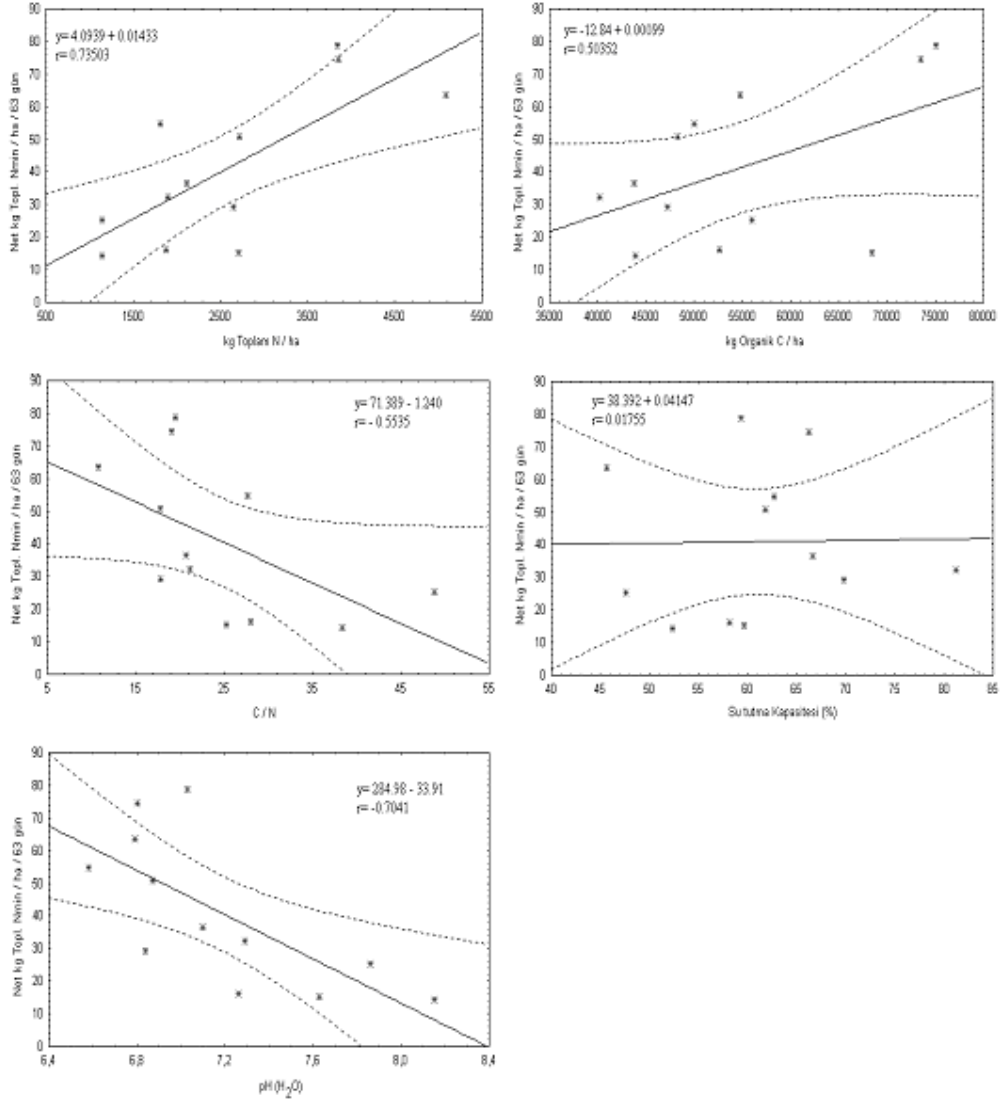
Net NH_4^+ -N verimi ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ gün}^{-1}$) ile organik karbon ($r=-0.433$) ve organik madde ($r=-0.433$) arasında negatif anlamsız ($P>0.05$) ilişki tespit edilirken, toplam azot ($r=-0.619$) arasında negatif anlamlı ilişki ($P<0.05$), C/N oranı ($r=0.668$) ve pH ($r=0.655$) arasında pozitif anlamlı ilişki ($P<0.05$) tespit edilmiştir. Net NH_4^+ -N verimi ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ gün}^{-1}$) ile su tutma kapasitesi arasındaki ($r=0.352$) ilişki pozitif ve anlamsızdır ($P>0.05$). Net NO_3^- -N verimi ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ gün}^{-1}$) ile toplam azot ($r=0.750$), C/N oranı ($r=-0.585$) ve pH ($r=-0.724$) arasında anlamlı ilişki tespit edilmiş olup ($P<0.05$) bu ilişki C/N oranı ve pH için negatiftir. Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ gün}^{-1}$) ile toplam azot ($r=0.735$) ve pH ($r=-0.704$) arasında anlamlı ilişki bulunmuştur ($P<0.05$). Net toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N) verimi ($\text{kg} / \text{ha} / 63 \text{ gün}^{-1}$) ile pH arasındaki ilişki negatiftir.



Şekil 5.3. Net NH_4^+-N verimi (kg /ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri



Şekil 5.4. Net $\text{NO}_3\text{-N}$ verimi (kg /ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri



Şekil 5.5. Net toplam Min N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ N) verimi (kg /ha/63 gün) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon grafikleri

6. TARTIŞMA

Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesindeki vejetasyon mozaiğinin oluşumuna önemli derecede katkı sağlayan (Rehder ve ark. 1994, Arslan 1999) ve araştırmamızın konusu olan bodur çalı topluluklarının toprakları belirli özellikler açısından benzer olmasına karşın belirli özellikler açısından farklılık göstermektedir. Örneğin araştırılan tüm çalı topluluklarının topraklarında toplam karbon (% ve kg/ha) içeriği açısından farklılık görülmemesine karşın araştırılan diğer toprak özellikleri [toplam azot (%ve kg/ha), C/N oranı, su tutma kapasitesi (%SK), pH] açısından farklılıklar görülmektedir (Çizelge 5.1). Bu özellikler de topraktaki azot mineralleşmesini belirleyen temel özellikler arasında sayılmaktadır (Singer ve Muns 1999, Runge 1974, 1983, Zötl 1960a). Araştırılan bodur çalı toplulukları arasında toprak pH'ı bakımından farklılıklar belirlenmiş olmasına rağmen (Çizelge 5.1) bütün toplulukların pH dereceleri optimal nitrat üretimi için önerilen pH (6.0-8.0) aralığındadır (Runge 1983). Bu nedenle topluluklar arasında 63 günlük NO_3^- -N verimi açısından tespit edilmiş olan farklılık sadece toprak pH'ı için belirlenen farklılıkla açıklanamaz. Bodur çalı topluluklarının topraklarında azot mineralleşmesindeki farklılık bu toplulukların maksimal su tutma kapasitelerindeki farklılıkla ilişkilendirildiğinde, Zötl (1960) tarafından belirlenen %60 su tutma kapasitesi değerine en yakın toprak su tutma kapasitesine sahip olan *A. angustifolius* topluluğunun NO_3^- -N veriminin yüksek olması bu ilişkiyi destekler. Fakat optimal su tutma kapasitesi değerine yakın bir su tutma kapasitesi değerine sahip *J. communis* topluluğunun topraklarında NO_3^- -N veriminin en düşük olması bir çelişki oluşturur.

Araştırdığımız üç çalı topluluğunun toprağında organik karbon açısından farklılık gözlenmezken bu toplulukların toprakları toplam azot içerikleri açısından farklıdır. Toplam azotun yüksek olduğu *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında net NO_3^- -N veriminin yüksek, toplam azotun düşük olduğu *J. communis* topluluğunun topraklarında ise düşük olduğu tespit edilmiştir. Bu ilişki yüksek miktarda azot içeren döküntünün daha düşük miktarda azot içeren döküntüye oranla daha fazla azotun mineralleşmesini uyardığını ifade eden çalışmalarla uyumaktadır (Chapin 2003).

Bodur çalı topluluklarının topraklarındaki toplam azotun farklı olması C/N oranını belirleyen bir özellik olup *J. communis* topluluğunun toprağında C/N oranının yüksek, *A. angustifolius* topluluğunun toprağında düşük olduğu görülmektedir. C/N oranlarındaki

bu farklılık bu toplulukların net azot mineralleşme potansiyeline yansımaktadır. C/N oranının yüksek olduğu *J. communis* topluluğunun topraklarında gerek inkübasyonun son gününde elde edilen NO_3^- -N gerekse de 63 günlük NO_3^- -N veriminin düşük olması bu topluluğun toprağındaki yüksek C/N oranı ile ilişkilendirilebilir. Aynı şekilde C/N oranının düşük olduğu *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında ise NO_3^- -N verimi yüksektir. Bu sonuçlar toprağın C/N oranı ile nitrifikasyonun ters orantılı olduğunu ifade eden çalışmalarla (Harmsen ve Van Schreve 1995, Zöttl 1960, Adams ve Attiwill 1986) uyumludur. Ayrıca çalışmamızda 63 günlük NO_3^- -N verimi ile C/N oranı arasındaki ilişkinin anlamlı ve negatif bulunması bu sonucu destekler niteliktedir. Bu toplulukların C/N oranlarındaki değişimleri belirleyen toplam azot ise döküntünün niteliği ile ilişkilendirilebilir. *J. communis* topluluğunun hakim türü olan *J. communis*'in bu topluluğun yaygın olduğu alanlarda yüksek bir örtü derecesine sahip olduğu daha önce Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesinde yapılan vejetasyon çalışması ile belirlenmiştir (Rehder ve ark. 1994). Dolayısıyla bu türün bu topluluğun döküntü kalitesini belirleyerek toprağın azot dönüşüm oranları üzerinde etkili olması olasıdır. Nitekim, herdem yeşil çalılar gibi düşük biyomas verimliliğine sahip türlerin yapraklarında çoğunlukla yüksek miktarlarda fenolik bileşiklerin sentezlendiği bildirilmektedir (Aerts ve Chapin 2000, Hättenschwiller ve Vitousek 2000). Fenolik bileşiklerin ise döküntünün ayrışmasını ve toprakta mineralleşmeyi geciktirdiği çeşitli araştırmacılar tarafından belirtilmiştir (Vitousek ve ark. 1994, Aerts ve De Caluwe 1997, Bowman ve ark. 2004, Abiven ve ark. 2005, Vargas ve ark. 2006).

Yapısına *J. communis* ile birlikte *V. myrtilus* türünün katıldığı bodur çalı topluluğunun topraklarında 63 günlük net NO_3^- -N verimi *J. communis* topluluğunun net NO_3^- -N veriminden yüksektir. *J. communis* topluluğu ile karşılaştırıldığında net NO_3^- -N veriminin yüksek olması yine toprak C/N oranının düşük olması ile ilişkilendirilebilir. Yaprak döken *V. myrtilus* türünün topluluğun yapısına katılmasıyla değişen tür kompozisyonunun döküntü kalitesini değiştirerek azot mineralleşme oranlarını değiştirdiği düşünülebilir. Aynı şekilde *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında tayin edilen yüksek NO_3^- -N verimi de tür kompozisyonunun mineralleşme üzerinde etkili olduğunu ifade etmektedir. Araştırılan bodur çalı topluluklarının topraklarında net NO_3^- -N veriminin *J. communis* < *V. myrtilus*-*J. communis* < *A. angustifolius* şeklinde olması Quested (2003) tarafından verilen farklı bitki gruplarının topraklarındaki

mineralleşme dizisine uymaktadır. Quested ve arkadaşları (2003) 72 bitki türüne ait yaprak döküntüsü ile yaptıkları çalışmada farklı fonksiyonel bitki tiplerine ait ayrışma oranlarını; herdem yeşil bitkiler < Gramineae familyasına ait bitkiler < odunsu yaprak dökten bitkiler < otsu bitkiler şeklinde sıralamışlardır. Bizim araştırdığımız bodur çalı topluluklarının topraklarında belirlenen potansiyel mineralleşme oranları da bu araştırmacıların sonucunu destekler özelliktedir. Ayrıca bu sonuçlar Aerts ve arkadaşlarının (2006) vermiş oldukları ve Quested (2003) tarafından verilen sıraya benzer ayrışma oranları sıralamasına uymaktadır.

Diğer taraftan bodur çalı topluluklarının topraklarındaki mineralleşme potansiyellerinin farklı olması sadece topluluğun tür kompozisyonuna bağlanamaz. Çünkü Vinton ve Burke (1995) kısa boylu step vejetasyonunda yaptığı çalışmada belirli ekosistemlerde döküntü ayrışma oranlarının tahmininde döküntü kalitesi gibi bitki türü tarafından kontrol edilen özelliklerden ziyade bitki örtü durumu ve hayat formunun belirleyici olduğunu ifade etmektedir. Araştırılan toplulukların genel yapısına bakıldığında *J. communis* ve *V. myrtillos-J. communis* topluluklarının toprak yüzeyinde daha homojen ve kesintisiz bir örtü durumu oluşturur. *A. angustifolius* topluluğunun örtü derecesi ise diğer iki topluluğa nazaran düşüktür. (Rehder ve ark. 1994). Ayrıca bu tür daha kısa boylu ve daha küçük öbekler şeklinde bulunduğu için genel topluluk yapısı içerisinde küçük yamalar halinde çıplak alanlar bırakmaktadır. Bu alanların organik maddece fakir, nem içeriği ve su tutma kapasitesi (%SK)'nin nispeten düşük mikro habitatlar oluşturabileceği düşünüldüğünde *A. angustifolius* topluluğunun topraklarında mineralleşmenin düşük olması beklenir. Fakat bu topluluk için belirlenen yüksek NO_3^- -N verimi bu fikri desteklememektedir.

Bizim araştırma sonuçlarımız Uludağ'ın sub-alpin ve alpin bölgesinin karakteristik toplulukları olan bodur çalı topluluklarının azot mineralleşme potansiyellerinin farklı olduğunu ifade etmektedir. Araştırılan bodur çalı toplulukları arasında azot mineralleşme potansiyellerindeki bu farklılık kısmen toprak etmenleri arasındaki farklılığı yansıtmakla birlikte topluluğun hakim türlerinin azot mineralleşme potansiyellerini değiştirebileceğini düşündürmekte ve bu konu ile ilgili yapılacak çalışmalara temel oluşturmaktadır. Ayrıca, bitkilere ait özelliklerin toprak organik maddesi ve besin dinamikleri gibi ekosistem süreçleri üzerinde önemli etkilere sahip olduğunu belirten çalışmaları destekler niteliktedir (Melillo ve ark. 1982, Pastor ve ark.

1984, Berendse ve ark. 1989, Vinton ve Burke 1995, Krift ve Berendse 2001, Steltzer ve Bowman 2005, Aerts ve ark. 2006). Aynı zamanda bu sonuçlar Uludağ'daki bitki örtüsünün değişimi ile gelişebilecek süksesyonel süreçte gerçekleşebilecek azot dönüşüm oranları hakkında da fikir verecektir. Nitekim yoğun antropojenik baskı altında bulunan Uludağ'da doğal bitki örtüsünün tahrip edildiği alanlarda ruderal topluluklar hakim hale geçmektedir. Bu toplulukların topraklarındaki azot mineralleşmesi (Titrek 2004) bölgede bulunan diğer topluluklar için belirlenen azot mineralleşmesinden yüksektir (Güleryüz ve Gökçeoğlu 1994). Uludağ'da yüksek azot mineralleşme düzeyi ile karakterize edilen ruderal vejetasyon ile başlayan sekonder süksesyon süreci *J. communis* ve *V. myrtillus*-*J. communis* tarafından sürdürülmektedir (Rehder ve ark. 1994, Güleryüz ve ark. 1998).

KAYNAKLAR

- ABER, J.D., J.M. MELILLO., C.A. McCLAUGHERTY. 1990. Predicting Long-term Patterns of Mass Loss, Nitrogen Dynamics, and Soil Organic Matter Formation From Initial Litter Chemistry in Temperate Forest Ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, 68: 2201-2208.
- ABIVEN, S., S. RECOUS., V. REYES., R. OLIVER. 2005. Mineralization of C and N from Root, Stem, and Leaf Residues in Soil and Role of their Biochemical Quality. *Biol Fertil Soils*, 42: 119-128.
- ADAMS, M.A., P.M. ATTIWILL. 1986. Nutrient Cycling and Nitrogen Mineralisation in Eucalypt Forest of South-east Australia. *Plant and Soil*, 92: 341-362.
- AERTS, R., H. DeCALUWE. 1997. Nutritional and Plant-mediated Controls on Leaf Litter Decomposition of *Carex* Species. *Ecology*, 78: 244-60.
- AERTS, R., F.S. CHAPIN. 2000. The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: a Re-evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 61-67.
- AERTS, R., R.S.P. VAN LOGTESTIJN., P.S. KARLSSON. 2006. Nitrogen Supply Differentially Affects Litter Decomposition Rates and Nitrogen Dynamics of Sub-Arctic Bog Species. *Oecologia*, 146: 652-658.
- AKMAN, Y. 1990. İklim ve Biyoiklim (Biyoiklim Metodları ve Türkiye İklimleri). Palma Yayın Dağıtım, Ankara.
- ARSLAN, H. 1999. Hava Fotoğrafları ve Coğrafi Bilgi Sistemleri Yardımı ile Uludağ'ın Sarıalan ve Zirve Arasındaki Bölgesinin Vejetasyon Haritasının Çıkarılması. Doktora Tezi.
- ATLAS, R.M., R. BARTHA. 1987. *Microbial Ecology* 2nd Edition, Benjamin/Cummings Publ. California, pp.333-342.
- BERENDSE, F., R. BOBBINK., G. ROUVENHORST. 1989. A Comparative Study on Nutrient Cycling in Wet Heathland Ecosystems II: Litter Decomposition and Nutrient Mineralization. *Oecologia*, 78: 338-348.
- BERENDSE, F. 1990. Organic Matter Accumulation and Nitrogen Mineralization During Secondary Succession in Heathland Ecosystems. *Journal of Ecology*, 78: 413-427.

- BERG, B., C.A. McCLAUGHERTY., M.B. JOHANSSON. 1993. Litter Mass Loss Rates in Late Stages of Decomposition at Some Climatically and Nutritionally Different Pine Sites. Long-term decomposition in a Scots Pine Forest. VIII. Canadian Journal of Botany, 71: 680-692.
- BOWMAN, W.D., H. STELTZER., T.N. ROSENSTIEL., C.C. CLEVELAND, C.L. MEIER. 2004. Litter Effects of Two Co-occurring Alpine Species on Plant Growth, Microbial Activity and Immobilization of Nitrogen. Oikos, 104: 336-344.
- BREMNER, J.M., D.R. KEENEY. 1965. Steam Distillation Methods for Determination of Ammonium, Nitrate and Nitrite. Analytica Chemica Acta, 32: 485-495.
- CHAPIN, F.S.III. 2003. Effects of Plant Traits on Ecosystem and Regional Processes: a Conceptual Framework for Predicting the Consequences of Global Change. Annales of Botany, 91: 455-463.
- CORNELLISEN, J.H.C. 1996. An Experimental Comparison of Leaf Decomposition Rates in a Wide Range of Temperate Plant Species and Types. The Journal of Ecology, Vol. 84, No.4, 573-582.
- CORNELLISEN, J.H.C., K. THOMPSON. 1997. Functional Leaf Attributes Predict Litter Decomposition Rate in Herbaceous Plants. New Phytologist, 135: 109-114.
- DAVIS, P.H. 1965, 1988. Flora of Turkey and The East Aegean Islands. Vol. 1-10, Edinburg University.
- EHRENFELD, J.G. 2001. Plant and Soil Interactions. In: Levin, S. (Editor), Encyclopedia of Biodiversity. Academic Press, San Diego, CA, p. 689-709.
- 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.
- FOSTER, M.M., P.M. VITOUSEK., P.A. RANDOLPH. 1980. The Effects of Ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) on Nutrient Cycling in a 1st-year Old-field. American Midland Naturalist, Vol.103, No. 1, 106-113.
- GALLARDO, A., J. MERINO. 1993. Leaf Decomposition in Two Mediterranean Ecosystems of Southwest Spain – Influence of Substrate Quality. Ecology, 74: 152-161.
- GEBAUER, G., H. REHDER., B. WOLLENWEBER. 1988. Nitrate, Nitrate Reduction and Organic Nitrogen in Plants from Different Ecological and Taxonomic Groups of Central Europea. Oecologia, 75: 371-385.

- GERLACH, A. 1973. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnetto-mineralisation. Scripta Geobotanica, Bd.5, Göttingen : Goltze.
- GÖKÇEOĞLU, M. 1988. Nitrogen Mineralization in Volcanic Soil Under Grassland, Scrub and Forest Vegetation in Aegean Region of Turkey. *Oecologia*, 77:242-249.
- GROSS, K.L., K.S. PREGITZER., A.J. BURTON. 1995. Spatial Variation in Nitrogen Availability in Three Successional Plant Communities. *The Journal of Ecology*, Vol. 83, No. 3, 357-367.
- 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., M. GÖKÇEOĞLU. 1994. Uludağ (Bursa) Alpin Bölgesi Bazı Bitki Topluluklarında Mineral Azot Oluşumu ve Yıllık Verim. *Turkish Journal of Botany*, 18: 65-72.
- GÜLERYÜZ, G. 1998. Nitrogen Mineralization in the Soils of Some Grassland Communities in the Alpine Region of Uludağ in Bursa-Turkey. *Turkish Journal of Botany*, 22: 59-63.
- GÜLERYÜZ, G., H. ARSLAN., M. GÖKÇEOĞLU., H. REHDER. 1998. Vegetation Mosaic Around the First Center of Tourism Development in the Uludağ Mountain, Bursa-Turkey. *Turkish Journal of Botany*, 22: 317-326.
- HAFNER, S.D., P.M. GROFFMAN. 2005. Soil Nitrogen Cycling Under Litter and Coarse Woody Debris in a Mixed Forest in New York State. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 2159-2162.
- HARMSSEN, G.W., D.A. SCHREVEN. 1955. Mineralization of Organic Nitrogen in Soil. *Advance Agron*, 7: 299-398.
- HATTENSCHWILER, S., P.M. VITOUSEK. 2000. The Role of Polyphenols in Terrestrial Ecosystem Nutrient Cycling. *Trends Ecology of Evolution*, 15: 238-243.
- HAYNES, R.J. 1986. Uptake and Assimilation of Mineral Nitrogen by Plants. *Physiological Ecology. A Series of Monographs, Texts and Treatises. Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. R.J. Haynes (Editor), Academic Press, London and Orlando, pp.303-362.

- HENEGHAN, L., F. FATEMI., L. UMEK., K. GRADY., K. FAGEN., M. WORKMAN. 2006. The Invasive Shrub European Buckthorn (*Rhamnus cathartica*, L.) Alters Soil Properties in Midwest U.S Woodlands. *Applied Soil Ecology*, 32: 142-148.
- HOBBIE, S.E. 1995. Direct and Indirect Effects of Plant Species on Biogeochemical Processes in Arctic Ecosystems. In F.S. Chapin, C. Körner (editors). *Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences*, Berlin, Springer-Verlag, p.213-24.
- HOBBIE, S.E. 1996. Temperature and Plant Species Control Over Litter Decomposition in Alaskan Tundra. *Ecological Monographs*, Vol. 66, No. 4, 503-522.
- JONASSON, S., J. CASTRO., A. MICHELSEN. 2006. Interactions Between Plants, Litter and Microbes in Cycling of Nitrogen and Phosphorus in the Arctic. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 526-532.
- KETIN, I., 1983. Türkiye Jeolojisine Genel Bakış. T.C. İstanbul Teknik Üniversitesi Kütüphanesi. Sayı 1259, 20-22: 337-341.
- KOHLER, H.R., C. WEIN., S. REISS., V. STORCH., G. ALBERTI. 1995. Impact of Heavy Metals on Mass and Energy Flux Within the Decomposition Process in Deciduous Forests. *Ecotoxicology*, 4: 114-137.
- KRAUSS, T.E.C., R.J. ZASOSKI., R.A. DAHLGREN., W.R. HORWATH., C.M. PRESTON. 2004. Carbon and Nitrogen Dynamics in Forest Soil Amended with Purified Tannins from Different Plant Species. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 309-321.
- KRIFT, T.A.J., F. BERENDSE. 2001. The effect of Plant Species on Soil Nitrogen Mineralization. *Journal of Ecology*, 89, 555-561.
- KUITERS, A.T. 1990. Role of Phenolic Substances From Decomposing Forest Litter in Plant Soil Interactions. *Acta Botanica Neerlandica*, 39: 329-348.
- LEE, J.A., G.R. STEWART. 1978. Ecological Aspects of Nitrogen Assimilation. *Advances in Botanical Research*, 6: 1-43.
- MAKAROV, M.I., B. GLASER., T.I. MALYSHEVA., I.V. BULATNIKOVA., A.V. VOLKOV. 2003. Nitrogen Dynamics in Alpine Ecosystems of the Northern Caucasus. *Plant and Soil*, 256: 389-402.

- MARSCHNER, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd Print Academic Press, London.
- MELILLO, J.M., J.D. ABER., J.F. MURATORE. 1982. Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. *Ecology*, 63: 621-626.
- MYROLD, D.D. 1987. Relationship Between Microbial Biomass Nitrogen and a Nitrogen Availability Index. *Soil Science Society of American Proceeds*, 51: 1047-1049.
- NIKOLAI, V. 1988. Phenolic and Mineral Content of Leaves Influences Decomposition in European Forest Ecosystems. *Oecologia*, 75: 575-579.
- OAKS, A., M. ASLAM., I. BOESEL. 1977. Ammonium and Amino acids as Regulators of Nitrate Reductase in Corn Roots. *Plant Physiology*, 59: 391-394.
- OLSON, J.S. 1958. Rates of Succession and Soil Changes on Southern Lake Michigan Sand Dunes. *Botanical Gazette*, 66: 125-170.
- ÖZTÜRK, M., M. PİRDAL., F. ÖZDEMİR. 1997. Bitki Ekolojisi Uygulamaları. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:157, Bornova İzmir.
- PARKIN, T.B., T.C. KASPAR., C. CAMBARDELLA. 2002. Oat Plant Effects on Net Nitrogen Mineralization. *Plant and Soil*, 243: 187-195.
- PASTOR, J., J.D. ABER., C.A. McCLAUGHERTY., J.M. MELILLO. 1984. Aboveground Production and N and P Cycling Along a Nitrogen Mineralization Gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 65: 256-268.
- PLASTER, E.J. 1992. *Soil Science and Management*. 2nd Edition. Delmar Publishers Inc., New York, pp.146-171.
- QUESTED, H.M., J.H.C. CORNELLISEN., M.C. PRESS et. al. 2003. Litter Decomposition of Sub-arctic Plant Species with Differing Nitrogen Economies: a Potential Functional Role for Hemiparasites. *Ecology*, 84: 3209-3221.
- REHDER, H., M. GÖKÇEOĞLU., G. GEBAUER., G. GÜLERYÜZ. 1994. Die Vegetation des Uludağ-Gebirges (Anatolien). *Phytocoenologia*, 24: 167-192.
- RICE, E.L., S.K. PANCHOLY. 1972. Inhibition of Nitrification by Climax Vegetation. *Americal Journal of Botany*, 59: 1033-1040.
- ROBERTSON, G.P., P.M. VITOUSEK. 1981. Nitrification Potentials in Primary and Secondary Succession. *Ecology*, 62 (2): 376-386.

- ROBERTSON, G.P., M.A. HUSTON, F.C. EVANS, J.M. TIEDJE. 1988. Spatial Variability in a Successional Plant Community: Patterns of Nitrogen Availability. *Ecology*, Vol.69, No.5, 1517-1524.
- ROBERTSON, G.P., E.A. PAUL. 2000. Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. In: Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney, H.A., Howarth, R.W. (Editors.), *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York, p. 104-116.
- RUNGE, M. 1974. Die Stickstoff-Mineralisation in Boden Eines Sauerhumus-Buchenwaldes. I. Mineralstickstoff-gehalt und Netto-Mineralisation. *Oecologia Plant*, 9: 201-208.
- RUNGE, M. 1983. Physiology and Ecology of Nitrogen Nutrition. In: O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond, H. Ziegler (Editors), *Encyclopedia of Plant Physiology*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp.164-200.
- SCHIMEL, J.P., C. BILBROUGH., J.M. WELKER. 2004. Increased Snow Depth Affects Microbial Activity and Nitrogen Mineralization in Two Arctic Tundra Communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 217-227.
- SINGER, M.J., N.M. DONALD. 1999. *Soils: An Introduction*. Prentice Hall, Inc. New Jersey.
- SIRULNIK, A.G., E.B. ALLEN., T. MEIXNER., M.F. ALLEN. 2007. Impacts of Anthropogenic N Additions on Nitrogen Mineralization from Plant Litter in Exotic Annual Grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 24-32.
- SMOLANDER, A.J., J. LOPONEN., K. SUOMINEN., V. KITUNEN. 2005. Organic Matter Characteristics and C and N Transformations in the Humus Layer Under Two Tree Species, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 1309-1318.
- SOLOMONSON, L.P., M.J. BARBER. 1990. Assimilatory Nitrate Reductase: Functional Properties and Regulation. *Annu. Rev. Plant Physiology. Plant Molecular Biology*, 41: 225-253.
- STELTZER, H., W.D. BOWMAN. 1998. Differential Influence of Plant Species on Soil Nitrogen Transformations within Moist Meadow Alpine Tundra. *Ecosystems*, 1: 464-474.

- STELTZER, H., W.D. BOWMAN. 2005. Litter N Retention over Winter for a Low and a High Phenolic Species in the Alpine Tundra. *Plant and Soil*, 275: 361-370.
- STE-MARIE, C., D. HOULE. 2006. Forest Floor Gross and Net Nitrogen Mineralization in Three Forest Types in Quebec, Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 2135-2143.
- STEUBING, L. 1965. Pflanzenökologisches Praktikum. Berlin-Hamburg, Parey.
- STURM, MATTHEW., J. SCHIMEL., G. MICHAELSON., J.M. WELKER., S.F. OBERBAUER., G.E. LISSON., J. FAHNESTOCK., V.E. ROMANOVSKY. 2005. Winter Biological Processes Could Help Convert Arctic Tundra to Shrubland. *BioScience*, Vol. 55, No.1.
- TİTREK, E. 2004. Uludağ Alpin ve Subalpin Kuşağındaki Bozulmuş Alanlarda Gelişen *Verbascum olympicum* Bitki Topluluğunun Toprağında Azot Dönüşümleri Üzerinde Araştırmalar. Yüksek Lisans Tezi.
- TAYLOR, B.R., D. PARKINSON., W.F.J. PARSONS. 1989. Nitrogen and Lignin as Predictors of Litter Decay Rates: a Microcosm Test. *Ecology*, 70: 97-104.
- VAN VUUREN, M.M.I., R. AERTS., F. BERENDSE., W. DE VISSER. 1992. Nitrogen Mineralization in Heathland Ecosystems Dominated by Different Plant Species. *Biogeochemistry*, 16: 151-166.
- VARGAS, D.N., M.B. BERTILLER., J.O. ARES., A.L. CARRERA., C.L. SAIN. 2006. Soil C and N Dynamics Induced by Leaf-litter Decomposition of Shrubs and Perennial Grasses of the Patagonian Monte. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 2401-2410.
- VINTON, M.A., I.C. BURKE. 1995. Interactions Between Individual Plant Species and Soil Nutrient Status in Shortgrass Steppe. *Ecology*, Vol. 76, No. 4, 1116-1133.
- VITOUSEK, P.M., D.R. TURNER., W.J. PARTON., R.L. SANDFODRD. 1994. Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix, Hawaii: Patterns, Mechanisms and Models. *Ecology*, 75: 418-429.
- WEDIN, D.A., D. TILMAN. 1990. Species Effects on Nitrogen Cycling – a test with Perennial Grasses. *Oecologia*, 84: 433-441.
- WEINTRAUB, M.N., J.P. SCHIMEL. 2005. Nitrogen Cycling and the Spread of Shrubs Control Changes in the Carbon Balance of Arctic Tundra Ecosystems. *BioScience*, Vol.55, No.5.

YAKUT, E. 2006. Uludağ Kış Sporları Merkezindeki Kayak Pistleri ve Yanındaki Bozulmamış *Abies bornmuelleriana* Orman Topluluğunun Toprağında Azot Dönüşümleri Üzerinde Araştırmalar. Yüksek Lisans Tezi.

ZÖTTLE, H. 1958. Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation in Waldhumus Durch den Brutversch. Z. Pflanzenernahrung. Dueng. Bodenkd. 81: 35-50.

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

ZÖTTLE, H. 1960b. Metodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung des Waldbodens. Forstwiss. Centrabl. 79: 72-90.

ZÖTTLE, H. 1960c. Dynamik der Stickstoffmineralisation im Organischen Waldbodenmaterial. III. PH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung. Plant Soil, 13:207-223.

EKLER

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

$$X = A \times f$$

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

A: Titrasyonda harcanan 0.005 N H₂SO₄ (ml)

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

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

S: Nemli toprak ağırlığı

K: Kuru toprak ağırlığı

Ek 2. Mineral Azotun kg/ha cinsinden hesaplanması:

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

A : 15x15x15 cm ölçekle alınmış hacimsel toprağın kuru ağırlığı

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

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

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

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

- c** : Sarf edilen 0.1 N K₂Cr₂O₇ (ml)
d : Kör için sarf edilen 0.1 N K₂Cr₂O₇ (ml)
f : Faktör (f = 1)
b : Çözeltinin hacmi (250 ml)
a : Toprak örneğinin ağırlığı (g)
e : Çözeltiden alınan miktar

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

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

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

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

- a** : Titrasyonda harcanan 0.1 N H₂SO₄ (ml)
b : Yakılan toprak örneğinin ağırlığı (g)
d : Kjldahl balonundaki çözeltinin bölünme faktörü

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

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

TEŞEKKÜR

Tezimin hazırlanması aşamasında benden bilgisini, büyük emeğini ve her konuda sonsuz desteğini esirgemeyen sayın hocam Doç. Dr. H¼lya Arslan'a, büyük tecr¼besi ile her konuda bana yardımcı olan Prof. Dr. G¼rcan G¼lery¼z' e ve bu s¼ređe bana her zaman destek olan eŐim Hasan Tekin'e, annem Őerife Can'a, babam İlhan Can'a, kardeŐim Burak Can'a, dostum Ece Kondu Yakut'a ve t¼m arkadaŐlarıma sonsuz teŐekk¼rlerimi sunarım.

ÖZGEÇMİŞ

01.05.1981 tarihinde Bursa' da doğdu. İlk öğrenimini Yenişehir 100. Yıl İlköğretim Okulunda, orta ve lise öğrenimini Bursa Anadolu Lisesi' nde tamamladı. 2003 yılında Uludağ Üniversitesi Fen – Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümünden mezun oldu. Aynı bölümde 2003 – 2004 güz döneminde yüksek lisans öğrenimine başladı.