



Karaçam, kızılçam, boylu ardıç ve meşe ormanlarında bitki tür çeşitliliği ve çevresel faktör ilişkileri

Halil İbrahim Ürkmez^{a,*} , Serkan Gülsoy^a 

Özet: Bu çalışmada Dursunbey (Balıkesir) ilçesinde Karaçam, kızılçam, boylu ardıç ve meşe ormanlarında, bitki tür çeşitliliği ile çevresel değişkenler ve bazı meşçere özellikleri ilişkilendirilmiştir. Alternatif indis (Shannon-Wiener, Simpson, Whittaker) ve sayısal dönüşümlerden faydalanılarak alfa, beta ve gama düzeylerinde çeşitlilik hesaplamaları gerçekleştirilmiştir. İkili doğrusal ilişkiler ve modelleme analiz sonuçlarına göre, yörede karaçam, kızılçam ve boylu ardıç türlerinin hâkim olduğu ormanlarda, meşe ormanlarına kıyasla alfa bitki çeşitliliği daha yüksek bulunmuştur. Ayrıca vadi ya da kanyon arazi yüzey formu özelliği bu ormanlardaki alfa tür çeşitliliğine önemli katkı sağlamıştır. Beta çeşitliliğinde kullanılan alternatif ölçekler ilişkilerde önemli farklılığa sebep olmuştur. 20x20m ölçekli dört alt örnek alan verisine göre yapılan hesaplamalarda beta çeşitliliği meşe ormanlarında en yüksek bulunurken, 100x100m boyutlarındaki ana örnek alanlardan elde edilen verilerde bu durumun tersi olarak meşe ormanlarında en düşük, karaçam ormanlarında ise en yüksek beta çeşitliliği hesaplanmıştır. Diğer yandan meşçerelerin kapalılık derecesi beta çeşitliliğinde önemli fark oluşturmuştur. Beta çeşitliliği en yüksek boşluklu kapalı meşçerelerde (%1-10 arası), en düşük ise tam kapalı meşçerelerde (%71-100 arası)'dir. Beta çeşitliliğinde en etkili çevresel değişken ise yükselti olmuştur. İlçe ormanlarında yükseltinin artışı ile değişen iklim koşulları ve jeomorfolojik heterojenlik beta çeşitliliğinin yükselmesine sebep olmuştur. Bu çalışmada gama çeşitlilik düzeyinde ise istatistiksel olarak anlamlı fark oluşturan herhangi bir çevresel değişken belirlenmemiştir.

Anahtar kelimeler: Biyoçeşitlilik, Çevresel faktörler, Vegetasyon örtüsü, Meşçere tipi, Yükselti

Plant species diversity and environmental factor relations in black pine, brutian pine, crimean juniper and oak forests

Abstract: In this study, plant species diversity in Black pine, Red pine, Crimean juniper and oak forests in Dursunbey (Balıkesir) district was associated with some environmental variables and stand characteristics. Diversity calculations were performed at alpha, beta and gamma levels by using alternative indices (Shannon-Wiener, Simpson, Whittaker) and numerical transformations. According to the results of linear correlations and modeling analysis, alpha plant diversity was found to be higher in the forests where black pine (*Pinus nigra*), red pine (*Pinus brutia*), and juniper (*Juniperus excelsa*) species are dominant compared to oaks. In addition, the valley or canyon landforms contributed significantly to the alpha species diversity in these forests. Alternative scales used in the study caused significant differences in beta diversity. In the calculations made according to the data of 4 sub-samples of 20x20m, beta diversity was found to be the highest in oak forests, whereas in the data obtained from the main sample areas of 100x100m, on the contrary, the lowest beta diversity was calculated in oak forests and the highest in black pine forests. The degree of the canopy of the stands made a significant difference in beta diversity. Beta diversity is highest in discontinuous stands (1-10%), and the lowest in full canopy stands (71-100%). The most significant environmental variable for beta diversity was elevation. Changing climatic conditions and geomorphological heterogeneity due to the increase in elevation in the forests of the district have led to an increase in beta diversity. No statistically significant relationship was found between environmental variables and gamma diversity.

Keywords: Biodiversity, Environmental factors, Vegetation covace, Stand type, Elevation

1. Giriş

Farklı bakış açılarına göre dünya genelinde kabul gören büyük uluslararası çevre ve ormancılık örgütleri (FAO, IUFRO, UNFCCC, UN-CBD) tarafından, ormanların değişik tanımları, değerlendirilmesi ve taşıdığı değer ifade edilmiştir (Chazdon vd., 2016). Bu tanımlamalarda genel olarak alansal (0.5-1 ha), tepe tacı örtüş alanı (%10'dan fazla), olgun bireylerdeki ağaç boyu (en az 2-5m) gibi kriterlere göre ormanın tanımlamaları yapılmıştır. Genel bir yaklaşımla ele alındığında ise ormanlar sayısız canlı için yaşama ortamları

olup, insanların yiyecek, su, enerji, yapı malzemesi, yakacak odun, turizm ve rekreasyon gibi ihtiyaçlarını karşıladığı, sayısız diğer birçok canlı için yaşama ortamı olan en temel karasal ekosistemler olarak tanımlanabilmektedir (Teshager vd., 2018). Dolayısıyla ormanlar sadece belirli bir kapalılığa ve sınıra sahip bir ağaç topluluğu değil, bitki, hayvan, mantar, toprak, su ve iklim gibi birçok canlı ve cansız unsuru bünyesinde barındıran eşsiz ekosistemlerdir.

Dünya üzerindeki türlerin büyük bir bölümünü barındıran karmaşık yapıdaki ormanlar insanlar ve diğer canlılar için önem arz eden tedarik, düzenleme, kültürel ve destekleme

✉ ^a Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Orman Fakültesi, Isparta, Türkiye

@ ^{*} **Corresponding author** (İletişim yazarı): halilibrahimurkmez10@gmail.com

✓ **Received** (Geliş tarihi): 02.08.2023, **Accepted** (Kabul tarihi): 25.08.2023



Citation (Atıf): Ürkmez, H.İ., Gülsoy, S., 2023. Karaçam, kızılçam, boylu ardıç ve meşe ormanlarında bitki tür çeşitliliği ve çevresel faktör ilişkileri. Turkish Journal of Forestry, 24(3): 223-234.

DOI: [10.18182/tjf.1336614](https://doi.org/10.18182/tjf.1336614)

fonksiyonlarına sahip birçok ekosistem ürün ve hizmetleri sunmaktadır (Pan vd., 2013). Ormanlar için ifade edilen ekosistem hizmetlerinin en önemli bileşenlerinden birisi biyoçeşitliliğin korunması olup, karasal habitatlar arasında, yapısal heterojenlikleri ve nişlerin çeşitliliği göz önünde bulundurulduğunda ormanlar en yüksek biyolojik çeşitliliğe sahip ekosistemler olarak tanımlanmaktadır (Fredericksen, 2021). Farklı mikro iklim koşulları, nişler ve habitatlar sunan ormanlar, zengin yapısal çeşitlilik formasyonları ile biyolojik çeşitliliğin artışına imkân sağlamaktadır (Pan vd., 2018). Küresel ölçekte karasal ekosistemlerin yaklaşık %30'unu kaplayan ormanlar, tanımlanmış bitki ve hayvan türlerinin %50'den fazlasını barındırarak biyoçeşitliliğin merkezinde yer almaktadır (Morales-Hidalgo vd., 2015; Keenan vd., 2015). Zira dünyadaki karasal türlerin büyük bir bölümünün ormanlarda barındığı bilinmektedir (Primack, 2014). Hatta bazı taksonların yaşama ortamlarının sadece ormanlar ile sınırlı olduğu ifade edilmektedir (IUCN, 2019). Dünyada birçok türün tehdit altında olarak listelenmesi, yakın zamanda daha yüksek bir tehdit kategorisine dahil olması ve popülasyonlarının azalması ile ormansızlaşma arasında doğru orantı olduğu ifade edilerek, bu duruma bağlı küresel biyoçeşitlilik kaybının kritik bir çevresel kriz boyutuna ulaştığı ifade edilmektedir (Betts vd., 2017).

Dünya biyolojik çeşitliliğinin üçte ikisini barındırdığı tahmin edilen tropik bölgelerde, ormanların yılda %0.8 oranında yok olduğu, son 25 yılda ise insan kaynaklı faaliyetler sonucu %10'unu kaybettiği ifade edilmektedir (Arora, 2018). Yine 1980 yılından sonra yaklaşık 30 yıllık bir dönemde dünyanın oksijen merkezi olarak kabul edilen tropikal ormanlarda, 150 milyon hektardan fazla alanın tarıma açıldığı belirtilmiştir (Gibbs vd., 2010; Edwards vd., 2019). Sonuç olarak ormanların bu ve benzeri sebepler ile tahrip olması, küresel ölçekte biyolojik çeşitlilik için önemli kayıpların ve kaygıların oluşumuna sebep olmuştur.

Birleşmiş Milletler 2030 Sürdürülebilir Kalkınma Gündemi tarafından belirlenen temel hedeflerden birisi, ormanları, sulak alanları, çöl ekosistemlerini ve biyolojik çeşitliliği korumak şeklinde ifade edilmiştir (Li, 2020). Yaşam için iki büyük zorunluluk olan iklim değişikliği ve biyolojik çeşitliliğin merkezinde yer alan ormanların başarılı bir şekilde yönetimi ile, orman yapısı ve bileşimi muhafaza edilerek uzun vadede ormanların ekosistem hizmetleri güvence altına alınıp, biyolojik çeşitlilik kaybının durdurulması ve iklim değişikliği etkilerinin hafifletilmesi mümkün olabilecektir (Messier vd., 2019; Asbeck vd., 2021). Ormanlarda ağaçların kompozisyonu, yapısı ve mekânsal düzenlemesindeki farklılıklar şeklinde yönetimsel değişkenlikler ile ekosistemde bir yandan biyokütle ve karbon stokları şekillenirken, diğer yandan biyolojik çeşitlilik için manidar sonuçların elde edilebileceği ifade edilmiştir (Storch vd., 2018). Durum böyle olmasına rağmen, orman yönetiminin biyolojik çeşitlilik üzerindeki doğrudan ve dolaylı etkileri henüz tam olarak netleşmiş durumda değildir (Bohn ve Huth, 2017). Dolayısıyla ormanlarda ekolojik araştırmalar ile biyolojik çeşitliliğin ekosistem işleyişini ve süreçlerini nasıl etkilediğine dair bilgilerin netleştirilmesi gerekmektedir (Yue vd., 2022).

Bitki tür zenginliği ve endemizm oranlarına göre hemen hemen tüm Avrupa ülkelerinin önünde yer alan Türkiye'de (Davis vd., 1988; Özhatay vd., 2009), biyolojik çeşitliliğin ana merkezi dünya genelinde olduğu gibi ebetteki yine orman alanlarıdır. Dolayısıyla ekonomik, ekolojik ve sosyokültürel işlevlerini yerine getiren ülke ormanlarında, biyolojik

çeşitliliğin korunması, sürdürülebilirliği ve iyileştirilmesi adına bilimsel çalışmaların tamamlanması ve yönetimsel uygulamaların gerçekleştirilmesi gerekmektedir (Özdemir vd., 2005; Özçelik, 2006). Bu doğrultuda özellikle yapılacak olan ekolojik araştırmalara ise her zaman ihtiyaç duyulmaktadır.

Biyolojik çeşitlilik ile ilgili olarak tamamlanan ekolojik araştırmalar, genel olarak tür çeşitliliği, ekosistem çeşitliliği ve genetik çeşitlilik olmak üzere üç kategoride ele alınmaktadır (Gülsoy ve Özkan, 2008; Negiz ve Kurt, 2017). Bunlar içerisinde Türkiye'de orman alanlarında biyolojik çeşitlilik ile ilgili tamamlanan ekolojik araştırmaların büyük bir bölümü bitki tür çeşitliliği ile alakalı olmuştur (Özkan, 2006; Özkan ve Süel, 2008; Işık ve Uğurlu, 2011; Negiz ve Kurt, 2017). Bu çalışmalarda genel olarak tür çeşitliliği alfa, beta ve gama (Whittaker, 1972; Legendre vd., 2005; Özkan, 2010; Özkan, 2016) düzeylerinde ele alınarak incelenmiştir. Yine orman ekosistemlerinde yapılan bu çalışmaların büyük bir bölümünde ise tür çeşitliliği ve yetiştirme ortamı arasındaki ilişkiler ele alınmıştır (Özkan, 2006; Negiz ve Aygül, 2019; Şentürk vd., 2019). Konuya yönelik tamamlanan bu çalışmalarda farklı orman ağacı türlerinin hâkim olduğu meşçere formasyonlarında bitki tür çeşitliliğinin durumu hakkında bilgiler ise pek araştırılmamıştır. Buradan hareketle gerçekleştirilen bu çalışmada karaçam, kızılçam, ardıc ve meşe ormanlarında, bitki tür çeşitliliği belirlenerek hem çevresel faktörler ile çeşitlilik arasındaki ilişkiler, hem de farklı meşçere formasyonlarında bitki tür çeşitliliği değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. Materyal ve yöntem

2.1. Çalışma Alanı

Araştırmanın gerçekleştirildiği alan Balıkesir ili Marmara Bölgesine bağlı olmasına rağmen Dursunbey ilçesi Ege bölgesi özelliklerini taşımaktadır. Dursunbey ilçesi, 28° 22' 20" - 28° 45' 06" doğu boylamları ile 39° 40' 48" - 39° 32' 41" kuzey enlemleri arasında yer almaktadır (Şekil 1). 26 000 ha büyüklüğünde olan çalışma alanının yüksekliği 258 m ile 1318 m arasında değişmektedir. Alan Ege iklim kuşağı ile Marmara iklim kuşağı arasında geçiş bölgesinde olup, Koppen sınıflamasına göre Csa (Kışı ılık, yazı çok sıcak ve kurak iklim) ve Csb (Kışı ılık, yazı sıcak ve kurak iklim) iklim tiplerinin etkisi altında kalmaktadır (Erinç, 1984). Emberger'in biyo-iklim sınıflamasına göre ise çalışma alanı az yağışlı-soğuk iklim tipi sınıfında yer almaktadır (Akman, 1990). Thornthwaite yönteminden elde edilen yağış etkinlik indisi (Im)'ne göre ise bölge Kurak-İklimler (C1) iklim sınıfına denk gelmektedir (Thornthwaite, 1948). Alanın uzun yıllara ait aylık ortalama sıcaklık verileri incelendiğinde en yüksek sıcaklığın yaşandığı ayın 25.6 °C ile Temmuz ayı, en düşük sıcaklığın yaşandığı ayın ise 4.7 °C ile Ocak ayı olduğu tespit edilmiştir. Bölgedeki ortalama yağış miktarına bakıldığında yıllık ortalama yağış miktarının 599.4 mm olduğu tespit edilmiştir.

Akdeniz iklimine sahip çalışma alanında bitki coğrafyasına bakıldığında, araştırma alanı Davis (1965-1985) kareleme sistemine göre B2 karesinde ve Akdeniz flora bölgesinde yer almaktadır. Bölgedeki en baskın ağaç türleri kızılçam ve karaçamdır.

2.2. Yöntem

Bu çalışma süresince 100x100 m (10 000 m²) boyutlarında 108 adet ana örnek alanda ve bu örnek alanların içerisinde 20x20 m (400 m²) boyutlarında 4 alt örnek alanda envanter yapılmıştır (Şekil 2).

Örnek alanlarda bitki türleri Braun-Blanquet örtü-bolluk skala sistemine göre kaydedilmiştir (Braun-Blanquet, 1964). Daha sonra Fontaine vd. (2007) tarafından ve Westhoff ve Van Der Maarel (1973) tarafından önerilen sistematığe göre bitki türlerine ait bolluk değerlerinin kantitatif dönüşüm işlemi gerçekleştirilmiştir. Ayrıca bu matris var-yok veri setine dönüştürülmüştür. Özetle çalışma alanında kayıt edilen tüm bitki türlerinin kaplama alan değerleri, çeşitlilik hesabına uygun şekilde bolluk skalasına uygun olarak sayısal değerlere dönüştürülmüştür.

Örnek alanlarda sırasıyla Shannon-Wiener indisi (H') (Shannon, 1948) ve Simpson indisi (λ) (Simpson, 1943) indisi kullanılarak alfa çeşitlilik hesaplamaları gerçekleştirilmiştir.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (1)$$

$$\lambda = \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad (2)$$

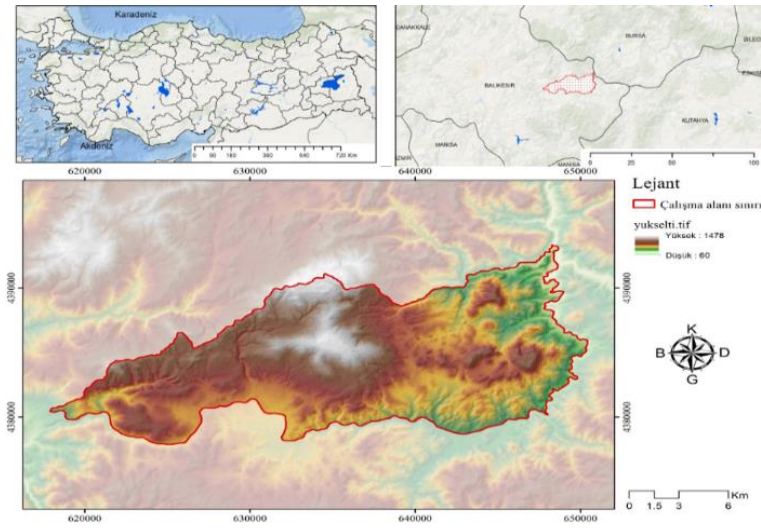
Formüllerde yer alan p_i türlerin oransal değerleridir. Simpson indisi (λ) hesaplamalarında alfa çeşitliliğinin 1- λ heterojenlik formülü kullanılmıştır (Özkan, 2016).

Tür zenginliği hesabında aşağıdaki indisten yararlanılmıştır (Peet, 1974).

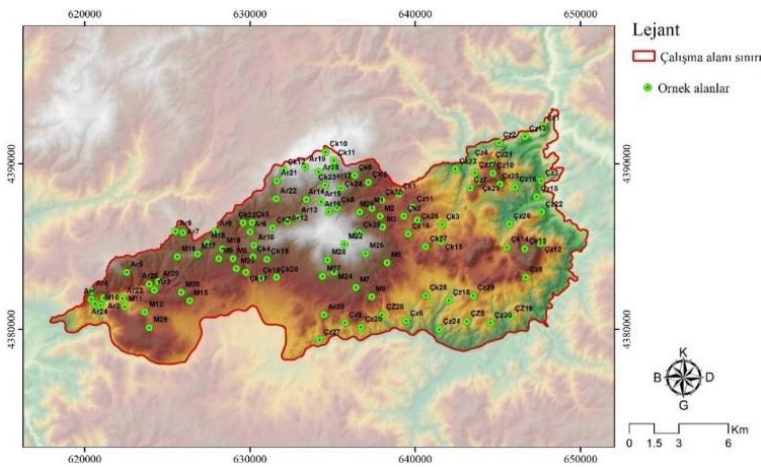
$$S = \sum_i^s S_i \quad (3)$$

Örnek alanlarda türlerin sahip oldukları örtüş değerlerine göre dengeli dağılımlarını belirlemek için aşağıdaki indis ile eşitlik hesaplamaları gerçekleştirilmiştir (Pielou, 1966).

$$E = H'/H_{\max} \quad (4)$$



Şekil 1. Çalışma alanı konum haritası



Şekil 2. Araştırma alanı içerisinde çalışma yapılan örnek alanların dağılımı

Beta çeşitliliği için ise bolluk verilerine göre evrensel beta hesaplamalarında aşağıdaki indis kullanılmıştır (Lande, 1996).

$$H_{ara} = \sum_j q_j H_{(j,T)} \quad (5)$$

Var-yok verilerine göre evrensel beta hesaplamalarında kullanılan indis ise aşağıda verilmiştir (Whittaker, 1960).

$$\beta_w = \frac{\gamma}{\alpha} - 1 \quad (6)$$

Bolluk verilerine göre evrensel beta çeşitliliği hesaplama sürecinde aynı zamanda 4 alt toplumlu ana toplumun (üst toplum) gama çeşitliliği γ değeri olarak bu aşamada hesaplanmıştır. Biyolojik çeşitlilik bileşenleri ile ilgili hesaplamaların tamamı “Biyolojik Çeşitlilik Bileşen (BİÇEB) Hesaplama Yazılımı” ile gerçekleştirilmiştir (Özkan vd., 2020).

Biyoçeşitlilik bileşenleri ile ilişkilendirilmek üzere çalışmaya dahil edilen çevresel değişken değerlerinin tümü araştırma alanı ölçeğinde oluşturulan sayısal altlık haritalardan temin edilmiştir. Bu süreçte ilk olarak araştırma alanı sınırlarına göre ArcMAP içerisinde sayısal yükseklik modeli (SYM) oluşturulmuştur (Mitchell ve Minami, 1999; Mitchell, 2005; Mitchell, 2012). Daha sonra bu SYM’den yararlanılarak Spatial Analyst Tools/Surface araç takımı ile eğim sınıfları, bakı sınıfları ve gölgelenme indeksi haritaları oluşturulmuştur. Çalışma alanına ait eğim sınıfları 9 grupta kategorize edilmiştir. Fakat çalışma yapılan örnek alanlardan hiçbirisi 0°-2° arası “Düz” eğimli arazi ve 45°’den büyük “Pek sarp” arazi sınıfına denk gelmemiştir. Dolayısıyla eğim sınıfları 1 (az eğimli): 2.1°-5.0°; 2 (orta eğimli): 5.1°-10.0°; 3 (çok eğimli): 10.1°-20.0°; 4 (dik): 20.1°-30.0°; 5 (sarp): 30.1°’den büyük şeklinde kategorize edilmiştir. Bakı grupları ise 1: kuzey, 2: kuzeydoğu, 3: doğu, 4: güneydoğu, 5: güney, 6: güneybatı, 7: batı, 8: kuzeybatı şeklinde kategorize edilmiştir. Topography Tools/Upland aracı ile arazi yüzey formu indeksi, sırasıyla sabah 08:00, öğle 12:00 ve genel solar aydınlanma indeksi haritaları, topografik nemlilik indeksi ve topografik pozisyon indeksi altlık haritaları elde edilmiştir. Araştırma alanına ait arazi yüzey formu 10 grupta sınıflandırılmış olup bunlar; 1: Kanyon, 2: Sığ vadi, 3: Kuru dereler, 4: U şeklinde vadi, 5: Düzlük- Ovalık, 6: Sabit eğimli yamaçlar, 7: Üst yamaç araziler, 8: Vadi içi tepeler, 9: Hafif eğimli tepeler ve 10: Dağ zirvesi şeklinde kategorize edilmiştir. Terrain Tools ve Geomorphometry & Gradient Metrics/Surface Texture araç dizilimi yardımıyla ise engebelilik indeksi ve pürüzlülük indeksi haritası oluşturulmuştur. Spatial Analyst Tools/Map Algebra araç dizilimi ile sırasıyla radyasyon indeksi (Moisen ve Frescino, 2002; Peterson vd., 2007; Aertsen vd., 2010; Wei vd., 2010; Brown ve Ahl, 2011; Mert ve Kıraç, 2017) ve sıcaklık indeksi

(Parker, 1988; Austrheim vd., 1999; Zeleny ve Chytry, 2007; Pal Axel vd., 2009; Anderson vd., 2013; Mert ve Kıraç, 2017) formülleri kullanılarak bu iki değişkene ait altlık haritaları oluşturulmuştur.

Çalışma alanına ait anakaya haritası, Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü’nden temin edilerek koordinatlı hale dönüştürülmüştür (MTA, 2011). Çalışma alanı sınırlarına 6 farklı grupta anakaya formasyonu denk gelmektedir. Bunlar sırasıyla 1: Mermer; 2: Karasal kırıntılı kayalar; 3: Piroklastik kayalar; 4: Ofiyolitik melanj; 5: Metakrıntılı ve metakarbonatlı kayalar; 6: Ayrılmamış volkanitler şeklinde kategorize edilmiştir. Çevresel altlıkların hazırlanması sürecinin bir diğer aşamasında www.worldclim.org (WorldClim) adresinden yıllık ortalama sıcaklık (°C/BIO1) ve yıllık toplam yağış (mm/BIO12) verileri indirilerek (Fick ve Hijmans, 2017) çalışma alanı boyutlarına göre kesilmiştir. Özetle çalışma yapılan 108 adet ana örnek alanda 18 adet çevresel değişken ilişkilere dahil edilmek üzere kodlar verilerek kayıt edilmiştir (Çizelge 1).

Çalışma süresince 1: kızılçam (Çz); 2: karaçam (Çk); 3: boylu ardıç (Ar) ve 4: meşe (M) meşçereleri ayrı birer sınıf değişkeni olarak analizlere dahil edilmiştir. Son olarak meşçerenin tepe kapallığına göre 1: boşuklu kapalı meşçereler (%1-10); 2: gevşek kapalı meşçereler (%11-40); 3: orta kapalı meşçereler (%41-70) ve 4: tam kapalı meşçereler (%71-100) biçiminde bir diğer sınıf değişkeni kategorize edilmiştir.

Tüm arazi ölçümlerinin yapılması ve envanter çalışmalarının tamamlanmasının ardından kaydedilen veriler daha önceden hazırlanmış olan altlıklar ve bioiklim değişkenleri ile istatistiksel süreçte kullanılmak üzere sayısal ortamda kaydedilmiştir. İstatistiksel değerlendirme sürecinde öncelikle çevresel değişkenler ve çeşitlilik değişkenleri kendi aralarında korelasyon analizine tabi tutulmuştur. Yapılan korelasyon analizi sonucunda çevresel değişkenler ya da biyolojik çeşitlilik değişkenleri arasında yüksek korelasyon gösteren değişkenler işlemlerde çoklu bağlantı problemine neden olmaması için faktör analizine tabi tutulmuştur. Böylece istatistiksel değerlendirmelerde bağımlı ve bağımsız değişkenler için temsili değişkenler belirlenmiştir. Çeşitlilik parametrelerinin birbirleri ve çevresel değişkenler ile ilişkilendirilmesi süreçlerinde ise sırasıyla Pearson Korelasyon, Kruskal-Wallis Testi, varyans analizinde farkın hangi değişkenden kaynaklandığının tespit edilmesinde posthoc seçeneği olarak Duncan Testi yöntemlerinden yararlanılmıştır (Özdamar, 2013). Çeşitlilik değerlerinin modellenmesi sürecinde Regresyon Ağacı yöntemi kullanılmıştır (Breiman vd., 1984). Ayrıca korelasyon analiz sonuçlarının görselleştirilmesinde R Studio içerisinde psych (Revelle, 2019), ggplot2 (Wickham, 2011), corplot (Wei ve Simko, 2017) ve RColorBrewer (Neuwirth, 2014) paketlerinden faydalanılmıştır.

Çizelge 1. İstatistik aşamasında kullanılacak değişkenlerin isimleri ve kısaltmaları

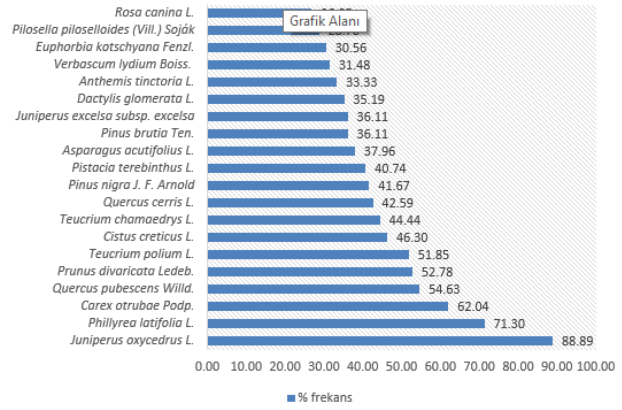
Değişkenler	Kısaltmalar	Değişkenler	Kısaltmalar
Yükselti (m)	Yukselti	Engelibelik İndeksi	Engel
Yıllık Ortalama Sıcaklık (°C)	Sicaklik	Gölgelenme indeksi	GolgeI
Yıllık toplam yağış ortalaması (mm)	Yagis	Solar aydınlanma (sabah 08:00)	SASbh8
Eğim (°)	EgimD	Solar aydınlanma (öğlen 12:00)	SAOgle
Eğim sınıfı	EgimS	Solar aydınlanma genel	SAGenel
Bakı sınıfları	BakiS	Topografik nemlilik indeksi	TNI
Radyasyon İndeksi	RI	Anakaya formasyonu	KayacF
Sıcaklık İndeksi	SI	Arazi yüzey formu indeksi	AYFI
Pürüzlülük İndeksi	PuruzI	Topografik pozisyon indeksi	TPI

3. Bulgular

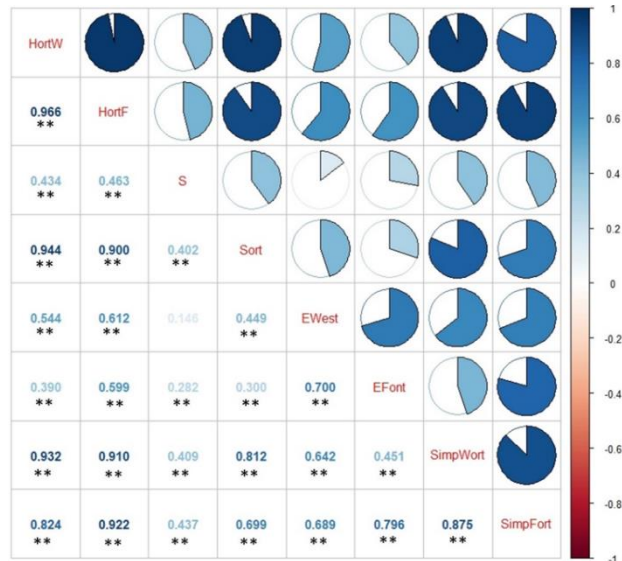
Çalışmada 100x100 m (10 000 m²) ölçeğinde toplam 108 ana örnek alanda ve bunların içerisinde 20x20 m (400 m²) boyutlarında 4 farklı örneklem şeklinde toplam 432 alt örnek alanda yapılan envanter neticesinde toplam 189 farklı bitki taksonu kayıtlı edilmiştir. Çalışmada en yüksek frekansa sahip olan taksonlar Şekil 3'te verilmiştir.

100x100 m'lik (10 000 m²) ana örnek alanlarda tür zenginlik değeri en düşük 9 tür, en yüksek 35 tür olarak belirlenmiştir. 20x20 m'lik (400 m²) alt örnek alanların ortalaması olarak tür zenginlikleri ise 4.5 ile, 19.25 arasında değişim göstermiştir. Shannon-Wiener indisi (H') indisi ile Fontaine vd. (2007), ölçeğine göre, hesaplanan ortalama alfa çeşitlilik değerleri 1.939 ile 2.7303 arasında, Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre, hesaplanan ortalama alfa çeşitlilik değerleri ise 1.3969 ile 2.8916 arasında değişim göstermiştir. Fontaine vd. (2007), ölçeğine göre ortalama eşitlik değerleri (E) 0.6698 ile 0.9564 arasında değişim gösterirken, Westhoff ve Van Der Maarel (1973), ölçeğine göre, bu değerler 0.8968 ile 0.9958 arasında değişmiştir. Son olarak Simpson indisi ($1-\lambda$) ile Fontaine vd. (2007) ölçeğine göre, hesaplanan alfa çeşitlilik değerleri 0.5693 ile 0.9150 arasında değişirken, Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre, hesaplanan alfa çeşitlilik değerleri 0.7057 ile 0.9408 arasında değişim göstermiştir. Tüm bu alfa çeşitlilik parametrelerinin arasındaki ilişkiler korelasyon analizi ile test edilmiştir (Şekil 4).

Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre, hesaplanan eşitlik değeri ile 100x100 m ölçeğindeki ana örneklem tür zenginliği arasında herhangi bir istatistiksel olarak anlamlı korelasyon bulunmazken, diğer tüm alfa çeşitlilik değerleri arasında pozitif yönlü ve istatistiksel olarak $p < 0.01$ (**) düzeyinde anlamlı ilişki mevcuttur. Dolayısıyla tüm bu alfa çeşitlilik parametrelerini çevresel değişkenler ile ilişkilendirmek yerine aralarında temsilci değişken belirlemek için uygulanan faktör analizi sonucunda birinci temel bileşen değişkenler arasındaki varyansın %69.55'ini açıklarken, bu bileşen üzerinde en yüksek korelasyon katsayısına sahip olan *HortF* aynı eksen üzerinde diğer tüm alfa çeşitlilik parametreleri ile yüksek korelasyon göstermiştir. Dolayısıyla diğer alfa çeşitlilik hesaplamaları için temsilci olan *HortF* değişkeni ile sürekli veri tipindeki çevresel değişkenler Pearson korelasyon analizi ile ilişkilendirilmiştir (Şekil 5). Bu aşamada nominal ya da ordinal kategorik değişken olarak kaydedilen çevresel değişkenler için ise Kruskal-Wallis H testi uygulanmıştır (Çizelge 2).

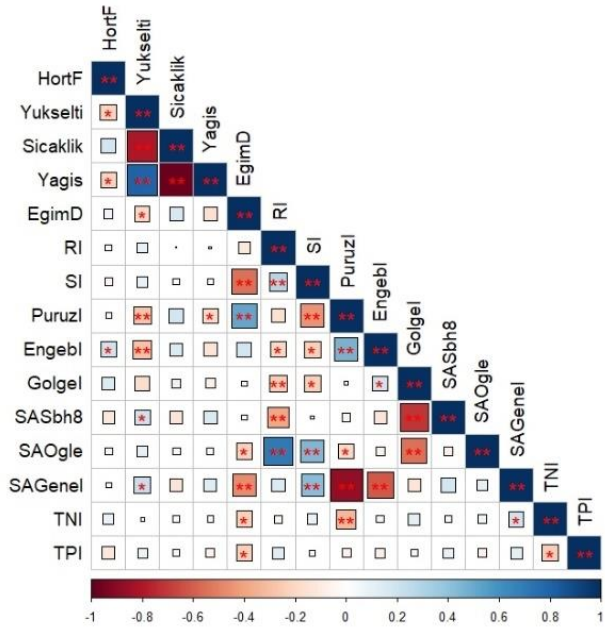


Şekil 3. Örnek alanlarda en yüksek bulunma frekansına (%) sahip türler



S: 100x100 m (10 000 m²) örnek alan boyutundaki tür zenginliği, Sort: 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın ortalama tür zenginliği, *HortW*: Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın ortalama Shannon-Wiener çeşitliliği, *HortF*: Fontaine vd., (2007) ölçeğine göre 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın ortalama Shannon-Wiener çeşitliliği, *EWest*: 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre ortalama eşitlik değeri, *EFont*: 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın Fontaine vd., (2007) ölçeğine göre ortalama eşitlik değeri, *SimpWort*: 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre simpson çeşitlilik değeri, *SimpFort*: 20x20 m (400 m²) boyutundaki 4 alt örnek alanın Fontaine vd., (2007) ölçeğine göre simpson çeşitlilik değeri

Şekil 4. Alfa çeşitlilik parametreleri arasındaki korelasyon katsayıları ve ilişki düzeyleri



Şekil 5. *HortF* değişkeni ile sürekli çevresel değişkenler arasındaki ilişkiler (* 0.05 anlamlılık düzeyinde, ** 0.01 anlamlılık düzeyinde ilişkiyi gösterir)

Çizelge 2. *HortF* değişkeni ile kategorik çevresel değişkenler arasındaki ilişkiler

	EgimS	BakiS	KayacF	AYFI
Kruskal-Wallis H	3.182	8.974	8.573	9.745
sd	4	7	5	9
p	0.528	0.255	0.127	0.371

*sd: serbestlik derecesi, p: önem seviyesi (p<0.05)

Uygulanan korelasyon analizi neticesinde *HortF* değişkeni sürekli veri tipindeki çevresel değişkenlerden yükselti (r:-0.218) ve yağış (r:-0.214) ile negatif, engebelilik indeksiyle ise (r:0.203) pozitif korelasyon göstermiştir. *HortF* değişkeni ile kategorik çevresel değişkenler arasında ise herhangi bir istatistiksel olarak anlamlı (p<0.05) ilişki bulunmamıştır. Bir sonraki aşamada *HortF* değişkeni ile meşçere tipleri (MesTip) ve meşçere kapallığı (MesKap) değişkenleri sırasıyla Kruskal-Wallis H testi ve varyans analizi (duncan testi) ile ilişkilendirilmiştir (Çizelge 3 ve Çizelge 4). Uygulanan analizlerde meşçere tiplerine göre alfa çeşitlilik hesaplamalarından *HortF* değişkeninin istatistiksel olarak anlamlı bir fark oluşturduğu fakat meşçere kapallığı ile *HortF* arasında önemli bir fark olmadığı belirlenmiştir.

Bu işlemlerin ardından son olarak *HortF* değişkeni ile tüm çevresel değişkenler ve meşçere parametreleri regresyon ağacı tekniği ile modellenmiştir. Modele sırasıyla en çok katkı sağlayan değişkenler MesTip, AYFI, BakiS, KayacF, RI, Sicaklik, EgimS, TPI, MesKap ve Puruzl olurken, modelin eğitim veri seti R²: 0.590, test veri seti R²: 0.387 olmuştur. İlgili ağaç model ait kurallar, tartışma ve sonuç bölümünde ele alınmıştır.

Çalışmada var-yok verilerine göre hesaplanan evrensel beta çeşitlilik (BetaWhit) değerleri 0.2222 ile 2.6250 arasında, Fontaine vd. (2007) göre hesaplanan evrensel beta çeşitlilik (*HaraF*) değerleri 0.0671 ile 1.0480 arasında, Van Der Maarel (1973) göre, hesaplanan evrensel beta çeşitlilik (*HaraW*) değerleri ise 0.1170 ile 1.1510 arasında değişim göstermiştir. Ayrıca Fontaine vd. (2007) verisine göre, hesaplanan gama çeşitliliği (*GamaF*) 1.3318 ile 2.9700

arasında, Van Der Maarel (1973) verisine göre, hesaplanan gama çeşitliliği değerleri ise 1.8720 ile 3.1966 arasında değişim göstermiştir. Bu bölümdeki beta ve gama çeşitlilik parametrelerinin arasındaki ilişkiler korelasyon analizi ile test edilmiştir (Şekil 6).

Çizelge 3. *HortF* ile meşçere tip ve kapallılık değişkenleri arasındaki uygulanan Kruskal-Wallis testi bulguları

	MesTip	MesKap
Kruskal-Wallis H	17.766	0,707
sd	3	3
p	0.000	0.872

*sd: serbestlik derecesi, p: önem seviyesi (p<0.05)

Çizelge 4. *HortF* ile meşçere tip ve kapallılık değişkenleri arasındaki uygulanan varyans analizi (duncan testi) bulguları

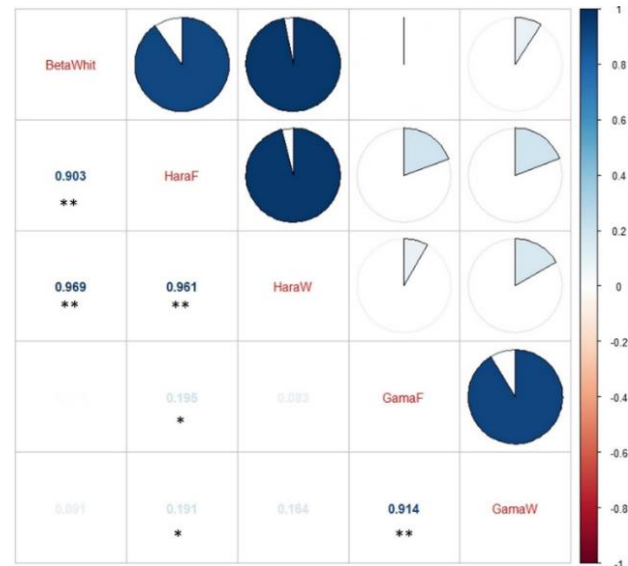
	<i>HortF</i>	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
Gruplar arası		1.885	3	0.628	5.911	0.001
Grup içi		11.056	104	0.106		

MesTip		
Grup	Örnek	
4	25	1.616a
2	30	1.854b
3	23	1.930b
1	30	1.961b

	<i>HortF</i>	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
Gruplar arası		0.050	3	0.017	0.133	0.940
Grup içi		12.892	104	0.124		

MesKap		
Grup	Örnek	
2	29	1.819a
1	36	1.838a
4	32	1.862a
3	11	1.887a

*Çizelgede yer alan harfler gruplar arası istatistiksel farkı (p<0.05) ifade etmektedir



BetaWhit: var-yok verilerine göre hesaplanan evrensel beta çeşitliliği (β_w), *HaraF*: Fontaine vd. (2007) göre hesaplanan evrensel beta çeşitliliği (H_{ara}), *HaraW*: Van Der Maarel (1973) göre hesaplanan evrensel beta çeşitliliği (H_{ara}), *GamaF*: Fontaine vd. (2007) göre hesaplanan gama çeşitliliği (γ), *GamaW*: Van Der Maarel (1973) göre hesaplanan gama çeşitliliği (γ)

Şekil 6. Beta ve gama çeşitlilik ölçümleri arasındaki korelasyon katsayıları (* 0.05 anlamlılık düzeyinde, ** 0.01 anlamlılık düzeyinde ilişki önemlidir)

Görüleceği üzere tüm beta çeşitlilik hesaplamaları birbirleriyle oldukça yüksek pozitif ilişki göstermiştir. Fontaine vd. (2007) ölçeği ve Westhoff ve Van Der Maarel (1973) ölçeğine göre, hesaplanan gama değerleri ise yine birbiri ile oldukça yüksek ve istatistiksel olarak anlamlı pozitif ilişki göstermiştir. Ayrıca her iki gama çeşitlilik hesaplaması Fontaine vd. (2007) göre, hesaplanan evrensel beta çeşitliliğiyle $p < 0.05$ anlamlılık düzeyinde ilişki göstermiştir. Aralarında yüksek korelasyon bulunan beta çeşitlilik değerleri için temsilci bir değişken belirlemek üzere uygulanan faktör analiz neticesinde birinci temel bileşen değişkenler arasındaki varyansın %96.304'ünü açıklamıştır (Çizelge 5). Bu bileşen üzerinde en yüksek korelasyon katsayısına sahip olan değişken Westhoff ve Van Der Maarel (1973)'e göre hesaplanan evrensel beta çeşitliliği (*HaraW*) olmuştur. Dolayısıyla *HaraW* değişkeni tüm diğer beta çeşitlilik hesaplamaları için bu aşamadan sonra temsilci değişken olmuştur.

Bir sonraki aşamada *HaraW* değişkeni ile sürekli veri tipindeki çevresel değişkenler Pearson korelasyon analizi ile ilişkilendirilmiştir (Şekil 7).

Uygulanan analiz neticesinde *HaraW* değişkeni sürekli veri tipindeki çevresel değişkenlerden yükselti ($r:0.292$) ve yağış ($r:0.324$) ile pozitif, sıcaklık ($r:-0.293$) ve engebelilik indeksiyle ise ($r:-0.224$) negatif korelasyon göstermiştir. Nominal ya da ordinal kategorik olarak kaydedilen çevresel değişkenler ile *HaraW* arasındaki ilişkileri belirlemek için ise Kruskal–Wallis H testi uygulanmıştır (Çizelge 6). *HortF* değişkeni ile kategorik çevresel değişkenlerden kayaç formasyonu istatistiksel olarak anlamlı bir fark oluştururken ($p < 0.05$), diğer değişkenlerin herhangi bir istatistiksel olarak anlamlı ilişkisi bulunamamıştır.

HaraW değişkeninin kayaç formasyonu ile olan ilişkisini detaylandırmak için bir sonraki aşamada varyans analizi (duncan testi) uygulanmıştır (Çizelge 7). Analiz sonucunda ayrılmamış volkanit kayaçlar (6) üzerinde beta çeşitliliği en yüksekken, metakırıntılı ve metakarbonatlı kayaçlar (5) üzerinde beta çeşitliliği en düşük seviyede bulunmuştur.

Bir sonraki aşamada *HaraW* değişkeni ile meşçere tipleri (*MesTip*) ve meşçere kapallığı (*MesKap*) değişkenleri sırasıyla yine ilk önce Kruskal–Wallis testiyle, sonrasında ise varyans analizi (Duncan testi) ile ilişkilendirilmiştir (Çizelge 8 ve Çizelge 9).

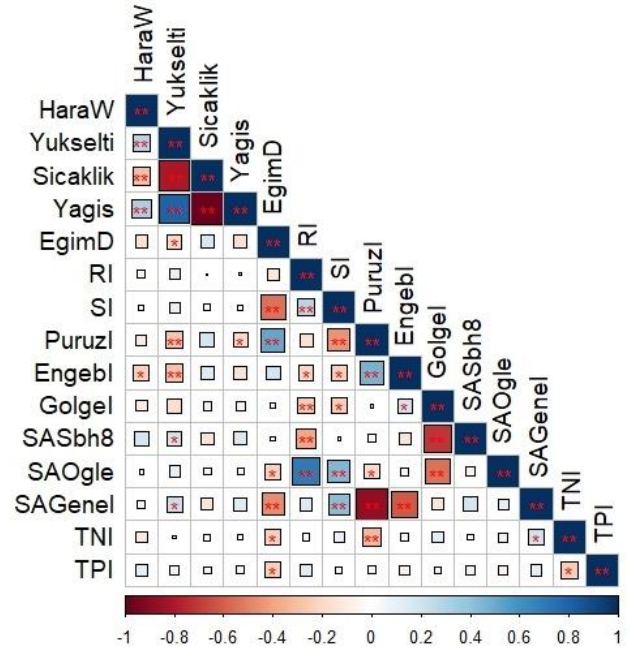
Çizelge 5. Beta çeşitlilik ölçümleri için uygulanan faktör analiz bulguları

Bileşen	Özdeğer katsayısı	% Varyans
1	2.889	96.304
Değişken	Bileşen 1	Bileşen 2
BetaWhit	0.976	
<i>HaraF</i>	0.973	
<i>HaraW</i>	0.995	

Çizelge 6. *HaraW* değişkeni ile kategorik çevresel değişkenler arasındaki ilişkiler

	EgimS	BakiS	KayacF	AYFI
Kruskal-Wallis H	8.086	2.737	25.001	2.908
sd	4	7	5	9
p	0.088	0.908	0.000	0.968

*sd: serbestlik derecesi, p: önem seviyesi ($p < 0.05$)



Şekil 7. *HaraW* değişkeni ile sürekli veri tipindeki çevresel değişkenler Pearson korelasyon analizi

Çizelge 7. *HaraW* ile kayaç formasyonu (*KayacF*) değişkeni arasında uygulanan varyans analizi (Duncan testi) bulguları

<i>HaraW</i>	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
Gruplar arası	1.752	5	0.350	6.302	0.000
Grup içi	5.673	102	0.056		
KayacF					
Grup	Örnek	1	2	3	
5	2	0.319a			
2	25	0.392ab	0.392ab		
3	11	0.509ab	0.509ab		
4	12	0.569abc	0.569abc	0.569abc	
1	52		0.655bc	0.655bc	
6	6			0.832c	

*Çizelgede yer alan harfler gruplar arası istatistiksel farkı ($p < 0.05$) ifade etmektedir

Çizelge 8. *HaraW* ile meşçere tip ve kapallılık değişkenleri arasındaki uygulanan Kruskal–Wallis testi bulguları

	MesTip	MesKap
Kruskal-Wallis H	48.070	15.114
sd	3	3
p	0.000	0.002

*sd: serbestlik derecesi, p: önem seviyesi ($p < 0.05$)

Çizelge 9. HaraW ile meşçere tipi ve kapalılık değişkenleri arasındaki uygulanan varyans analizi (Duncan testi) bulguları

HaraW	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
Gruplar arası	3.472	3	1.157	30.449	0.000
Grup içi	3.953	104	0.038		
MesTip					
Grup	Örnek	1	2	3	
1	30	0.399a			
2	30		0.511b		
3	23		0.544b		
4	25			0.885c	
HaraW	Kareler toplamı	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
Gruplar arası	1.135	3	0.378	6.256	0.001
Grup içi	6.290	104	0.060		
MesKap					
Grup	Örnek	1	2		
4	32	0.435a			
2	29	0.562ab		0.562ab	
3	11			0.622b	
1	36			0.691b	

*Çizelgede yer alan harfler gruplar arası istatistiksel farkı ($p < 0.05$) ifade etmektedir

Uygulanan analizlerde meşçere tipleri ve meşçere kapalılığına göre beta çeşitlilik hesaplamalarından HaraW değişkeninin istatistiksel olarak anlamlı bir fark oluşturduğu belirlenmiştir. Bu işlemlerin ardından son olarak HaraW değişkeni ile tüm çevresel değişkenler ve meşçere parametreleri regresyon ağacı tekniği ile modellenmiştir. Modele sırasıyla en çok katkı sağlayan değişkenler MesTip, Yükselti ve RI olurken, modelin eğitim veri seti $R^2: 0.577$, test veri seti $R^2: 0.518$ olmuştur. İlgili ağaç model ait kurallar, tartışma ve sonuç bölümünde ele alınmıştır.

Çalışmada ayrıca her bir meşçere tipinde (Çk, M, Ar, Çz) 23'er adet ana örnek alanda ($100 \times 100 \text{m}^2$) var-yok verisi ile evrensel beta çeşitlilik değerleri (β_w) (Whittaker, 1960) hesaplanmıştır (Çizelge 10). Bu aşamada örnek alan sayısı en düşük Boylu ardıç (Ar) meşçerelerinin (23 adet) olduğu için, diğer meşçere tiplerinin örnek alan sayıları rastgele olacak şekilde bu değere eşit olarak azaltılmıştır.

Burada görüleceği üzere ana örnek alanlar arasında hesaplanan beta çeşitlilik değerlerinde farklılıklar oluşmuştur. Son olarak gama çeşitlilik düzeyinde (GamaF) istatistiksel olarak anlamlı fark oluşturan herhangi bir çevresel değişken belirlenemezken, sadece Kruskal-Wallis H testinde meşçere kapalılığına göre GamaF değişkeninin varyasyonunda istatistiksel olarak bir fark görülmüştür. Fakat varyans analizinde buradaki varyasyonun gruplar arasında bir fark oluşturmadığı tespit edilmiştir.

Çizelge 10. Farklı meşçere tiplerinde çalışılan ana örnek alanlarda var-yok verisi ile hesaplanan evrensel beta çeşitlilik değerleri

	Çk	M	Ar	Çz
β_w	5.673	3.733	3.946	5.205

4. Tartışma ve sonuç

Biyçeşitlilik kavramı denildiğinde ilk olarak ekosistemlerdeki bitkiler, hayvanlar ve mantarlar gibi çok hücreli canlılar akla gelmektedir. Oysaki yaşama ortamlarında ökaryotlar, bakteri ve prokaryotlar gibi birçok tek hücreli canlılar yine biyolojik çeşitliliğin önemli bir parçasını oluşturmaktadır (Burki vd., 2020). Tüm canlılar içerisinde ise küresel biyolojik kütle için büyük bir bölümünü (yaklaşık %80) oluşturan özellikle karasal ekosistemlerdeki bitkiler (Bar-On vd., 2018), biyolojik çeşitlilik konusunda daha çok ilgi görmektedir. Bu noktada en temel çeşitlilik parametresi olarak bu canlıların doğrudan tür zenginliği hesaplamaları başta olmak üzere, farklı çeşitlilik bileşenlerine yönelik ölçüm ve hesaplamalar yapılmaktadır.

Dünya üzerinde en güncel verilere göre yaklaşık 404 bin adet karasal bitki türünün tanımı yapılmıştır (Lughadha vd., 2016). Tanımı yapılan bu karasal bitki türlerinin büyük bir bölümünü başta tropikal ormanlar olmak üzere, dünya üzerinde farklı coğrafyalarda ve farklı ekolojik koşullara sahip ormanların barındırdığı ifade edilmiştir (Myers vd., 2000). Dolayısıyla karasal ekosistemler içerisinde oldukça karmaşık bir yapıya sahip olan ormanlar, insanlara çok sayıda ekosistem hizmeti sunmanın yanında biyolojik çeşitlilik için ise doğrudan tampon görevini üstlenmiştir (Díaz vd., 2018).

Üç farklı bitki coğrafyasının kesişim noktasında bulunan (Takhtajan, 1986) ve dünyadaki 36 farklı biyolojik çeşitlilik sıcak noktasının 3'ünü sınırlarında barındıran ülkemiz ormanları (Reid, 1998; Mittermeier vd., 2004; Hrdina ve Romportl, 2017), oldukça heterojen jeomorfolojik ve biyoiklimsel yapısıyla her noktasında ayrı bir tür zenginliği, biyolojik çeşitlilik ve endemizm oranlarına sahiptir (Noroozi vd., 2019). Dolayısıyla yatay ya da düşey ölçekte fark etmeksizin ülkemizin her bölgesinde tamamlanacak biyolojik çeşitlilik konusundaki araştırmalar ile önemli bilgilere ulaşılması kaçınılmaz olmaktadır. Bu doğrultuda konuya katkı sağlamayı amaçlayan çalışmamızda, Davis (1965-1985)'in ülkemiz için uyguladığı kareleme sisteminde B2 karesinde kalan ve genel olarak Akdeniz flora bölgesinin zengin bitki karakteristiklerini barındıran Dursunbey (Balıkesir) ilçesi ele alınmıştır. Çalışmada genel olarak 4 farklı meşçere tipi (kızılçam, karaçam, boylu ardıç, meşe) içerisinde seçilen toplam 108 örnek alan verisi ile bir yandan bitki biyolojik çeşitliliği ile ekolojik faktörler ilişkilendirilirken, diğer yandan meşçere tipi ve meşçere kapalılığı ile bitki tür çeşitliliği ilişkileri tespit edilmiştir.

Örnek alanlarda farklı ölçekler, farklı sayısal dönüşümler ve alternatif farklı indislerle hesaplanan tüm alfa çeşitlilik ölçümlerinin birbirleriyle oldukça yüksek pozitif korelasyona sahip oldukları tespit edilmiştir. Tür zenginliği hesaplamaları da dahil olmak üzere tüm alfa çeşitlilik hesaplamaları için temsilci (pozitif) olan, Fontaine vd. (2007), sayısal dönüşümüne göre 4 alt örnek alanın ortalama Shannon-Wiener çeşitliliği (HortF) değişkeninin, uygulanan ikili doğrusal ilişkiler neticesinde yörede yükseltinin ve yağışın arttığı kısımlarda azaldığı, engebelilik indeksinin yüksek olduğu kısımlarda ise arttığı tespit edilmiştir. Fakat bu aşamada ikili doğrusal ilişkileri belirlemek için uygulanan korelasyon analiz sonuçlarının çok sınır değerlerde anlamlı sonuç verdiği görülmektedir. Dolayısıyla buradaki bulgular çok değişkenli modelleme sonuçları ile birlikte yorumlandığında daha doğru olacağı kanaatine varılmıştır. Ayrıca alfa çeşitliliğinin meşçere parametreleri ile olan ilişkilerine bakıldığında ise yöredeki tüylü meşe (*Quercus*

pubescens Willd.), saçlı meşe (*Quercus cerris* L.), mazi meşesi (*Quercus infectoria* Oliv.) ve makedonya meşesi (*Quercus trojana* Webb.) türlerinin birinin ya da birkaçının baskın olduğu (meşcere tepe kapallığı ya da örtme derecesi yönünden) Meşe meşcere tiplerinde alfa çeşitliliğinin, Karaçam, kızılçam ve boylu ardıç meşcere tiplerine kıyasla daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Karaçam, kızılçam ve boylu ardıç meşcere tiplerinin birbirleri arasında ise alfa çeşitlilik değerleri bakımından istatistiksel olarak anlamlı bir fark oluşmamıştır.

Alfa çeşitlilik hesaplamalarını temsilen bir sonraki aşamada *HortF* için uygulanan modelleme analizi sonucunda, tıpkı ikili doğrusal ilişki analizlerinde olduğu gibi Meşe harici meşcere tiplerinin (Çk, Çz ve Ar) yoğun olduğu orman alanlarının alfa çeşitliliği daha yüksek bulunmuştur. Buradaki bulgular yörede iğne yapraklı ormanların altında alfa tür çeşitliliğinin daha yüksek olduğunu ortaya koymuştur. Bu durum söz konusu ormanlarda özellikle yıl genelinde devam eden ve dönemsel olarak değişkenlik gösteren ıslık, sıcaklık ve nem gibi biyoiklimsel değişkenlerin zamansal gözlem değerleriyle ilişkilendirilmesi sonucunda daha net açıklanabileceği düşünülmektedir. Diğer yandan meşe harici bu alanlarda arazi yüzey formu özellikleri bakımından kanyon, sığ vadi, sabit eğimli yamaçlar ve vadi içi tepelik alanların yer aldığı; anakaya formasyonu olarak karasal kırıntılı kayaçlar ya da ofiyolitik melanjların olduğu ve eğim sınıfları bakımından ise az eğimli (2.1-5.0°) ya da dik eğimli (20.1-30.0°) arazilerin olduğu kısımlar alfa çeşitliliği için pozitif yönde ayırt edici diğer en önemli değişkenler olmuştur. Model sonuçlarına göre genel olarak vadi ya da kanyon türevi arazi yüzey formuna sahip iğne yapraklı ormanlarında alfa tür çeşitliliği daha yüksek bulunmuştur. Nitekim Kuzey Finlandiya'daki Kevo Doğa Koruma Alanı'nda regresyon modellerinin kullanıldığı benzer bir çalışmada nehir ve derelerin uzunluğunun, sarp duvarların bolluğunun, dik kenarlı geçitlerin ve vadilerin, en temel alfa çeşitlilik ölçümlerinden birisi olan tür zenginliği için önemli belirleyici bir faktör olduğu ifade edilmiştir (Heikkinen ve Neuvonen, 1997). Benzer şekilde Mısır-Kuzey Sinai bölgesinde tıbbi aromatik bitki tür çeşitliliği ve yetişme ortamı ilişkileri ile alakalı olarak gerçekleştirilen bir diğer çalışmada, alfa tür çeşitliliği açısından boğazların ve vadilerin önemine değinilmiştir (Abd El-Wahab vd., 2008). Ayrıca Abutaha vd. (2021) tarafından yine Mısır'da tamamlanan bir başka çalışmada ise alfa ve beta bitki çeşitliliğinin mekansal dağılımında vadi sistemlerinin, dağlık alanların ve yüksek yamaçlarının önemine vurgu yapılmıştır. Son olarak modelde yer alan eğim sınıfları ve kayaç formu ile ilgili olan ilişkilerde ise modele katkı oranları itibarıyla bu iki değişkenin meşcere tipleri ve arazi yüzey formu özelliklerinin biraz gerisinde kaldığı tespit edilmiştir. Dolayısıyla bu iki değişkenin alfa çeşitliliği üzerinde doğrudan ve çok net etkilerinden söz etmek yerine, lokal etkilerinin olabileceğini ifade etmenin daha doğru olacağı kanaatine varılmıştır. İkili doğrusal ilişkilerde sınır değerler olarak anlamlı sonuç veren, yükselti, yağış ve engebelilik indeksi değişkenleri ise modele anlamlı katkı sağlayan değişkenler arasında yer almamıştır. Bu nedenle bu değişkenlerin yöredeki ormanların alfa bitki tür çeşitliliğine etkileri tartışmaya açık kalmıştır.

Alfa çeşitlilik hesaplamaları sürecinde örnek alanlar içerisindeki türlerin oransal değerlerine göre hesaplanan eşitlik değerlerinin kısmen alfa çeşitlilik indisleri ve tür zenginliği değerleri ile temsil edilebileceği görülmektedir. Bu

çalışmada uygulanan faktör analizi neticesinde alfa çeşitlilik değişkenleri için en yüksek varyasyonu açıklayan 1. bileşen ile bu değişken en yüksek korelasyonu gösterdiği için *HortF* değişkeni ile temsil edilmiştir. Diğer bir ifadeyle bu değişken diğer tüm alfa ölçümleri için olduğu gibi, *HortF* değişkeni ile dolaylı olarak yorumlanmıştır. Fakat bu değişkenin çalışmalara dahil edilmesi durumunda mutlaka alfa çeşitlilik ölçümleri ile olan ilişkileri göz önünde bulundurulmalı ve buna göre ayrı bir bağımlı değişken olmasına ya da olmamasına karar verilmez. Bu konuda örneğin Esmailzadeh vd. (2012) ve Hosseinzadeh vd. (2016)'nin çalışmalarında eşitlik ayrı bir bağımsız değişken olarak ele alınmış ve bu değişken üzerinde arazinin yükselti, bakı ve eğim sınıflarının etkilerinden söz edilmiştir.

Çalışmada tıpkı alfa çeşitlilik ölçümlerinde olduğu gibi farklı ölçekler, farklı sayısal dönüşümler ve farklı indisler kullanılarak, örnek alanlarda hesaplanan 3 farklı beta çeşitlilik değerinin (*HaraF*, *HaraW* ve *BetaWhit*) birbirleriyle oldukça yüksek pozitif yönde korelasyonu mevcuttur. Faktör analizi sonucunda bu üç değişken için temsilci olarak belirlenen Westhoff ve Van Der Maarel (1973)'e göre hesaplanan evrensel beta çeşitliliği (*HaraW*) değerleri ile çevresel değişkenlerin ikili doğrusal ilişkilerinde yükselti ve yağış ile pozitif, sıcaklık ve engebelilik indeksiyle ise negatif yönde anlamlı korelasyon tespit edilmiştir. Çevresel değişkenlerden kayaç formasyonlarının yine beta çeşitliliğine istatistiksel olarak anlamlı bir etkisi söz konusu olmuştur. Özellikle ayrılmamış volkanit kayaçlar ve mermer üzerinde beta çeşitliliği diğer kayaç formasyonlarına kıyasla yüksek bulunurken, metakırıntılı, metakarbonatlı ve karasal kırıntılı kayaçlar üzerinde beta çeşitliliği düşük bulunmuştur. Meşcere özellikleri ile ilgili olarak çalışmaya dahil edilen değişkenlerin (meşcere tipi ve meşcere kapallığı) her ikisinin de yine ortamda istatistiksel olarak anlamlı düzeyde beta çeşitliliğini etkileyen değişkenler oldukları tespit edilmiştir. Uygulanan analizler neticesinde alfa çeşitliliğinin tam tersi olarak beta çeşitliliği meşe (M) meşcere tiplerinde en yüksek bulunmuştur. En düşük beta çeşitliliği kızılçam (Çz) meşcerelerinde belirlenirken, ardıç (Ar) ve karaçam (Çk) meşcerelerinde orta düzeyde beta çeşitliliği belirlenmiştir. Meşcere tepe kapallığı yönünden bir değerlendirme yapıldığında ise özellikle tam kapalı (%71-100 arası) meşcerelerde beta çeşitliliğinin en düşük düzeylerde olduğu, en yüksek değerlere ise boşluklu kapalı (%1-10 arası) meşcerelerde ulaştığı tespit edilmiştir. Nitekim orman ekosistemleri gibi yüksek biyokütle üretimi olan ortamlarda, ışık rekabeti nedeniyle çeşitli türlerin yok olmaya zorlanabileceği ifade edilmiştir (Grime, 1973; Hautier vd., 2009). Çalışma yapılan yörelerin tam kapalı ormanlarında şekillenen bu tarz bir ilişkinin, beta çeşitliliğinde düşüşe sebep olduğunu söylemek mümkündür.

Beta çeşitliliğinin modellenmesi sonucunda ise yörede yükseltinin 781.5 m'den fazla olduğu alanların radyasyon indeksi değerlerinin 0.717'den düşük ya da eşit olduğu meşe (M) meşcere tiplerinde beta çeşitliliği en yüksek bulunmuştur. Burada 0-1 arasında değişim gösteren radyasyon indeksi değerlerinin 0'a yaklaştığı kısımlar daha gölgeli bakıları temsil etmektedir. Bu durum ilgili modelde yöredeki meşe meşcerelerinin daha gölgeli bakılarında beta çeşitliliğinin yüksek olduğu sonucunu ortaya çıkarmıştır. Yükseltinin 478m'nin altındaki meşe haricindeki diğer meşcerelerde ise beta çeşitliliği en düşük bulunmuştur. Zira bu kurala sadece kızılçam meşcereleri uyduğu için yörede

478m'nin altındaki kızılçam meşcereleri beta çeşitliliğinin en düşük olduğu kısımlar olmuştur.

Sonuç olarak yörede beta çeşitliliği ile ilgili olarak yapılan değerlendirmelerin bileşkesi olarak yükseltinin ve buna bağlı olarak değişen yağış ve sıcaklık faktörlerinin beta çeşitliliğinde önemli etkilerinin olduğu görülmektedir. Toprakta mevcut suyun mevsimsel olarak düşük sıcaklıklarla sınırlı olduğu yüksek rakımların beta çeşitliliği için sınırlandırıcı bir faktör olabileceğini ifade edilebilir (Brockway, 1998). Bu bilgiye göre yorum yapıldığında, yörede beta çeşitliliği ile yükselti arasında negatif bir ilişki beklentisi oluşmaktadır. Fakat burada çalışma yapılan örnek alanların yükseltisinin 285-1235m arasında olduğu göz önünde bulundurulmalıdır. Genel olarak Akdeniz ve geçiş iklim karakteristiği (Akdeniz ve karasal iklim arası) görülen bu yörede çalışma yapılan yükselti aralığı ekstrem iklim koşullarının oluşabileceği Alpin ya da Subalpin kuşakları içermektedir. Dolayısıyla buradaki yükselti artışı ve buna bağlı sıcaklık ve yağış değişimleri beta çeşitliliğinde sınırlandırıcı bir faktör konumuna gelmemiştir. Tam tersine buradaki yükselti ortamında beta çeşitliliğini olumlu etkileyen iklimsel heterojenlik sağlamıştır. Zira ülkemizde Gümüş ve Avcı (2020) tarafından, Akdeniz Bölgesi'nde iki farklı vadi ekosisteminde gerçekleştirilen çalışmada tıpkı bu çalışmada olduğu gibi beta çeşitlilik (β_w) değerleri ile vadilerin üst yükselti basamakları arasında pozitif ilişki belirlenmiştir. Özellikle bu yöre özelinde yükseltiyle birlikte şekillenen dağlık ekosistemlerde oluşan sıcaklık değişimleri, yıllık yağış miktarları ve topografik değişkenliğin beta çeşitliliğinde olumlu yönde etkili olduğu bir durum ortaya çıkmıştır (Antonelli vd., 2018).

Çalışmada bir diğer bağımlı değişken olarak değerlendirmeye alınan gama çeşitliliği (100x100 m örnek alanlar için hesaplanan) ile HortF alfa değişkeni (20x20 m boyutlarındaki 4 alt örnek alan ortalaması) arasında pozitif yönlü anlamlı ilişki mevcuttur. Bu durum alfa çeşitlilik için bulunan sonuçların gama çeşitliliği için benzer olacağını düşündürmektedir. Uygulanan analizler ile ikili doğrusal ilişkilerine bakıldığında gama çeşitliliği ile çevresel değişkenler arası ilişkilerin yönleri genel olarak alfa çeşitliliği ile benzer olmasına rağmen, sonuçlar istatistiksel olarak anlamsız kalmıştır. Benzer iki değişken için hesaplamaların farklı ölçeklerde olmasının, bu duruma etki eden sebep olduğu düşünülmüştür.

Son olarak tüm çalışma alanı ölçeğinde envanter yapılan 25 adet meşe, 30 adet karaçam ve 30 adet kızılçam örnek alanları, alt sınır değere sahip olan ardıç meşcereleriyle uyumlu olacak şekilde örnek alan sayıları rastlantısal olarak 23'e düşürülüp her bir meşcere tipi için evrensel beta hesabı yapılmıştır. Hesaplama sonucunda beta çeşitliliği karaçam'da en yüksek bulunurken, onu sırasıyla kızılçam, ardıç ve meşe meşcereleri takip etmiştir. Dolayısıyla daha önce 20x20 m (400 m²) 4 alt örnek için hesaplanan evrensel beta hesabında meşe meşcereleri en yüksek değere sahip olurken, burada tam tersi bir sonuç çıkmıştır. Bu durum lokal ölçekte ve yakın mesafede yapılan beta hesaplamalarının, tüm yöre ölçeğinde yapılan hesaplamaları temsil etmediği sonucunu ortaya çıkarmıştır. Diğer bir ifade ile ölçek farkı ve örnek alanlar arası mesafenin beta çeşitliliğinde önemli değişimlere sebep olduğu tespit edilmiştir.

Sonuç olarak ormanların karbon depolaması ve biyolojik çeşitliliğinin korunması başta olmak üzere, tüm ekosistem hizmetlerini yerine getirerek doğru bir yönetim planı ile işletilmesi büyük önem arz etmektedir. Dünya'da artan

nüfusla birlikte, ormanlardan beklenen faydalanma şekli ve orman yönetimi sadece odun ve kereste üretimine dayalı olmaktan çıkıp, tüm fonksiyonları sağlayacak biçimde dengeli bir yararlanma şekline dönüşmesi gerekmektedir. Özellikle biyolojik çeşitlilik kaybı ve tehditlere karşı, ormanların oynayabileceği hafifletici rollere ilişkin toplumsal farkındalık artırılmalıdır. Özellikle orman alanlarında biyolojik çeşitliliğin yüksek olduğu yerlerin korunması ve düşük olduğu yerlerde biyolojik çeşitliliği artırmaya yönelik müdahalelerin yapılması gerekmektedir. Bunun için ise ormanlarda biyolojik çeşitlilik ile ilgili ekolojik araştırmalar yapılmamıştır. Bu doğrultuda tamamlanan çalışmada ülkemiz Dursunbey (Balıkesir) ilçesi orman ekosistemlerindeki topografik değişkenlik, mikro/makro iklimler ve arazi örtüsü gibi birçok değişkenin bitki tür çeşitliliği için önemli tanımlayıcı rolleri belirlenmiştir. Elde edilen bu bilgilerin uygulamaya aktarılması ve benzer çalışmalar ile bu bilgilerin artırılması neticesinde ormanlarımızdaki bitki tür çeşitliliği için önemli kazanımların olacağı düşünülmektedir.

Açıklama

Bu çalışmada TÜBİTAK 2237-A - Bilimsel Eğitim Etkinliklerini Destekleme Programı kapsamında gerçekleştirilen "Analitik Doğa - Kümeleme ve Ordınasyon Teknikleri (BİDEB Proje No: 1129B371901423)", "Doğal Ekosistemler İçin CBS ve Uydu Görüntüleri Kullanılarak Çevresel Altlıkların Hazırlanması (BİDEB Proje No: 1129B372000372)" ve "Biyolojik Çeşitliliğin Tür, Taksonomik, Fonksiyonel ve Yapısal Özelliklere Dayalı Tespiti (BİDEB Proje No: 1129B372100514)" isimli bilimsel etkinliklerden edinilen bilgilerden faydalanılmıştır. Bu kapsamda ilgili projelerin ekibi ve TÜBİTAK'a teşekkürlerimizi sunarız.

Kaynakça

- Abd El-Wahab, R.H., Zaghoul, M.S., Kamel, W.M., Moustafa, A.R.A., 2008. Diversity and distribution of medicinal plants in north sinai, Egypt. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2(7): 157-171.
- Abutaha, M.M., El-Khouly, A.A., Jürgens, N., Oldeland, J., 2021. Predictive mapping of plant diversity in an arid mountain environment (Gebel Elba, Egypt). *Applied Vegetation Science*, 24(2): e. 12582.
- Aertsen, W., Kint, V., Van Orshoven, J., Özkan, K., Muys, B., 2010. Comparison and ranking of different modelling techniques for prediction of site index in Mediterranean mountain forests. *Ecological Modelling*, 221: 1119-1130.
- Akman, Y., 1990. İklim ve Biyoiklim. *Palme Yayın Dağıtım*, Ankara.
- Anderson, G.B., Bell, M.L., Peng, R.D., 2013. Methods to calculate the heat index as an exposure metric in environmental health research. *Environmental Health Perspectives*, 121(10): 1111-1119.
- Antonelli, A., Kissling, W.D., Flantua, S.G., Bermúdez, M.A., Mulch, A., Muellner-Riehl, A.N., Krefl, H., Linder, H.P., Badgley, C., Fjeldså, J., Hoom, C., 2018. Geological and climatic influences on mountain biodiversity. *Nature Geoscience*, 11(10): 718-725.
- Arora, N.K., 2018. Biodiversity conservation for sustainable future. *Environmental Sustainability*, 1(2): 109-111.
- Asbeck, T., Sabatini, F., Augustynczyk, A.L., Basile, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Bauhus, J., 2021. Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane forests. *Scientific Reports*, 11(1): 1-11.

- Austrheim, G., Gunilla, E., Olsson, A., Grontvedt, E., 1999. Land use impact on plant communities in seminatural subalpine grasslands of Budalen, Central Norway. *Biological Conservation*, 87: 369-379.
- Bar-On, Y.M., Phillips, R., Milo, R., 2018. The biomass distribution on earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25): 6506-6511.
- Betts, M.G., Wolf, C., Ripple, W.J., Phalan, B., Millers, K.A., Duarte, A., Butchart, S.H., Levi, T., 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547(7664): 441-444.
- Bohn, F.J., Huth, A., 2017. The importance of forest structure to biodiversity-productivity relationships. *Royal Society Open Science*, 4(1): 160521.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensociologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. 3te aufl. Springer-Verlag, Wein. 865 pp.
- Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R., Stone, C., 1984. Classification and regression trees. *Wadsworth International Group*, 37(15): 237-251.
- Brockway, D.G., 1998. Forest plant diversity at local and landscape scales in the Cascade Mountains of Southwestern Washington. *Forest Ecology and Management*, 109(1-3): 323-341.
- Brown, J.S.R., Ahl, R.S., 2011. The Region 1 Existing Vegetation Mapping Program (vmap) Beaverhead-Deerlodge Methodology. Region One Vegetation Classification, Mapping, Inventory And Analysis Report, No:11-02.
- Burki, F., Roger, A.J., Brown, M.W., Simpson, A.G., 2020. The new tree of eukaryotes. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(1): 43-55.
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Roczek, J., Vieira, I.C.G., Wilson, S.J., 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5): 538-550.
- Davis, P.H., 1965-1985. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands, I-IX*. Edinburgh University Press, 355.
- Davis, P.H., Tan, K., Mill, R.R., 1988. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, United Kingdom.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Van Oudenhoven, A.P.E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, K., Davies, S., Demissew, G., Gunay, E., Failler, C., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373): 270-272.
- Edwards, D.P., Socolar, J.B., Mills, S.C., Burivalova, Z., Koh, L.P., Wilcove, D.S., 2019. Conservation of tropical forests in the anthropocene. *Current Biology*, 29(19): 1008-1020.
- Eriñç, S., 1984. *Klimatoloji ve Metotları*. İstanbul Teknik Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Coğrafya Enstitüsü, İstanbul.
- Esmailzadeh, O., Hosseini, S.M., Asadi, H., Ghadiripour, P., Ahmadi, A., 2012. Plant biodiversity in relation to physiological factors in afratakhteh yew (*Taxus baccata* L.) habitat, NE Iran. *Iranian Journal of Plant Biology*, 4(12): 1-12.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. *WorldClim 2: New 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas*. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315.
- Fontaine, M., Aerts, R., Özkan, K., Mert, A., Gülsoy, S., Süel, H., Waelkens, M., Muys, B., 2007. Elevation and exposition rather than soil types determine communities and site suitability in Mediterranean mountain forests of Southern Anatolia, Turkey. *Forest Ecology and Management*, 247(1-3): 18-25.
- Fredericksen, T.S., 2021. Special issue editorial: Biodiversity conservation in managed forests. *Forests*, 12(8): 1054.
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38): 16732-16737.
- Grime, J.P., 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242(5396): 344-347.
- Gülsoy, S., Özkan, K., 2008. Tür çeşitliliğinin ekolojik önemi ve kullanılan bazı indisler. *Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 1: 168-178.
- Gümüş, S.A., Avcı, M., 2020. Biyoçeşitlilik indisleri kullanılarak öncelikli koruma alanı seçimine bir örnek: Kargı Çayı ve Karpuz Çayı vadileri (Akdeniz Bölgesi-Türkiye). *Coğrafya Dergisi*, 41(1): 147-164.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., Hector, A., 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324(5927): 636-638.
- Heikkinen, R.K., Neuvonen, S., 1997. Species richness of vascular plants in the subarctic landscape of Northern Finland: modelling relationships to the environment. *Biodiversity & Conservation*, 6(9): 1181-1201.
- Hosseinzadeh, R., Soosani, J., Alijani, V., Khosravi, S., Karimikia, H., 2016. Diversity of woody plant species and their relationship to physiographic factors in central Zagros Forests (Case study: Perc forest, Khorramabad, Iran). *Journal of Forestry Research*, 27(5): 1137-1141.
- Işık, D., Uğurlu, E., 2011. Bitki komunitelerinde beta çeşitlilik. *Celal Bayar Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 1(1): 154-171.
- IUCN, 2019. The IUCN red list of threatened species. Version 2019-3. <https://www.iucnredlist.org>, Accessed: 01.01.2022.
- Hrdina, A., & Romportl, D. (2017). Evaluating global biodiversity hotspots-Very rich and even more endangered. *Journal of Landscape Ecology*, 10(1), 108-115.
- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., De Freitas, J.V., Grainger, A., Lindquist, E., 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO global forest resources assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 9-20.
- Lande, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76: 5-13.
- Legendre, P., Boccard, D., Peres-Neto, P.R., 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monography*, 75(4): 435-450.
- Li, X., 2020. Prospects for Forest and Biodiversity Protection. In *Green Civilization*, 171-188.
- Lughadha, E.N., Govaerts, R., Belyaeva, I., Black, N., Lindon, H., Allkin, R., Magill, R.E., Nicolson, N., 2016. Counting counts: revised estimates of numbers of accepted species of flowering plants, seed plants, vascular plants and land plants with a review of other recent estimates. *Phytotaxa*, 272(1): 82-88.
- Mert, A., Kırac, A., 2017. Isparta-Sütçüler yöresinde *Anatololacerta danfordi* (Günter, 1876)'nin habitat uygunluk haritalaması. *Bilge International Journal of Science and Technology Research*, 1(1): 16-22.
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.J., Puettmann, K., 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6(1): 1-16.
- Mitchel, A., 2005. *The ESRI Guide to GIS Analysis, Volume 2: Spatial measurements and statistics*. ESRI Guide to GIS Analysis.
- Mitchell, A., Minami, M., 1999. *The ESRI guide to GIS analysis: Geographic patterns & relationships (Vol. 1)*. ESRI, Inc.
- Mitchell, A., 2012. *The ESRI guide to GIS analysis: modeling suitability, movement, and interaction (Vol. 3)*. Esri Press.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Da Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Moisen, G.G., Frescino, T.S., 2002. Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. *Ecological Modelling*, 157(2-3): 209-225.

- Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S.N., Somanathan, E., 2015. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 68-77.
- MTA, 2011. Burdur ve Isparta İllerine Ait 1/100000 Ölçekli sayısal jeoloji haritaları. <http://www.mta.gov.tr>, Erişim: 01.01.2022.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.
- Negiz, M.G., Aygül, T.İ., 2019. Kurucuova Yöresi'nde odunsu tür zenginliğinin yetişme ortamı faktörlerine göre dağılımı. *Turkish Journal of Forestry*, 20: 123-132.
- Negiz, M.G., Kurt, E.Ö., 2017. Orman yetişme ortamında alfa tür çeşitliliğinin hesaplanması ve çevresel değişkenlerle ilişkileri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 21(1): 93-98.
- Neuwirth, E., 2014. RColorBrewer: ColorBrewer palettes. R package version 1.1-2. <http://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer>. Accessed: 01.09.2021.
- Noroozi, J., Zare, G., Sherafati, M., Mahmoodi, M., Moser, D., Asgarpour, Z., Schneeweiss, G. M., 2019. Patterns of endemism in Turkey, the meeting point of three global biodiversity hotspots, based on three diverse families of vascular plants. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 159.
- Özçelik, R., 2006. Biyolojik çeşitliliği korumaya yönelik yapılan (Planlama ve Koruma) çalışmalar ve Türkiye ormancılığına yansımaları. *Turkish Journal of Forestry*, 7(2): 23-36.
- Özdamar, K., 2013. Paket Programlar ile İstatistiksel Veri Analizi (Cilt 1). Nisan Kitapevi, Ankara.
- Özdemir, İ., Özçelik, R., Asan, Ü., Eler, Ü., 2005. Biyolojik çeşitliliğin korunması ve fonksiyonel planlama sistemine entegrasyonu. *Korunan Doğal Alanlar Sempozyumu*, 8-10 Eylül, Isparta, 579-585.
- Özhatay, N., Kültür, S., Aslan, S., 2009. Check-list of additional taxa to the supplement flora of Turkey IV. *Turkish Journal of Botany*, 33: 191-226.
- Özkan, K., 2006. Beyşehir Gölü havzası Çarıkisaraylar yetişme ortamı yöreler grubunda fizyografik yetişme ortamı faktörleri ile ağaç ve çalı tür çeşitliliği arasındaki ilişkiler analizi. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 7: 157-166.
- Özkan, K., 2010. Orman ekosistem çeşitliliği haritalama çalışmaları için ekolojik alan çeşitliliğinin belirlenmesi üzerine bir öneri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 11(2): 136-148.
- Özkan, K., 2016. Biyolojik Çeşitlilik Bileşenleri (α , β ve γ) Nasıl Ölçülür? Süleyman Demirel Üniversitesi Yayınları, Isparta.
- Özkan, K., Küçükşille, E., Mert, A., Gülsoy, S., Süel, H., Başar, M., 2020. Biyolojik çeşitlilik bileşenleri (BİÇEB) hesaplama yazılımı. *Turkish Journal of Forestry*, 21(3): 344-348.
- Özkan, K., Süel, H., 2008. Endemic plant species in a karstic canyon (Mediterranean Region, Turkey): relation to relief and vegetation diversity. *Polish Journal of Ecology*, 56(4): 709-715.
- Pal-Axel, O., Linda-Maria, M., Hans-Henrik, B., 2009. Acidification of sandy grasslands – consequences for plant diversity. *Applied Vegetation Science*, 12: 350-361.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L., Jackson, R.B., 2013. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44: 593-622.
- Pan, Y., McCullough, K., Hollinger, D.Y., 2018. Forest biodiversity, relationships to structural and functional attributes, and stability in New England Forests. *Forest Ecosystems*, 5(1): 1-12.
- Parker, K.C., 1988. Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran Desert. *Vegetatio*, 78: 125-140.
- Peet, R.K., 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1): 285-307.
- Peterson, A.T., Papeş, M., Eaton, M., 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30: 550-560.
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Primack, R.B., 2014. *Essentials of Conservation Biology*, 6th edn. Sinauer Associates, Oxford University Press.
- Reid, W.V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7): 275-280.
- Revelle, W., 2019. An introduction to the psych package: Part I: Data Entry and Data Description. Northwestern University.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3): 379-423.
- Simpson, G.G., 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science*, 241(1): 1-31.
- Storch, F., Dormann, C.F., Bauhus, J., 2018. Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems*, 5(1): 1-14.
- Şentürk, Ö., Negiz, M.G., Gülsoy, S., 2019. Kızılcım meşcerelerinde alfa tür çeşitliliği- yetişme ortamı ilişkileri: Gölhisar Yöresi örneği. *Bilge International Journal of Science and Technology Research*, 3:178-188.
- Takhtajan, A., 1986. *Floristic Regions of the World*. Berkeley: University of California Press.
- Teshager, Z., Argaw, M., Eshete, A., 2018. Woody species diversity, structure and regeneration status in Weiramba Forest of Amhara Region, Ethiopia: Implications of managing forests for biodiversity conservation. *Journal of Natural Sciences Research*, 8(5): 16-31.
- Thornthwaite, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1): 55-94.
- Wei, T., Simko, V., 2017. An Introduction to Corplot Package. R package version.
- Wei, X., Z., Jiang, M., X., Huang, H., D., Yang, J., Y., Yu, J., 2010. Relationships between environment and mountain riparian plant communities associated with two rare tertiary-relict tree species, *Euptelea pleiospermum* (Eupteleaceae) and *Cercidiphyllum japonicum* (Cercidiphyllaceae). *Flora*, 205: 841-852.
- Westhoff, V., Van Der Maarel, E., 1973. The BraunBlanquet Approach. In R. H. Whittaker (Ed.), *Handbook of Vegetation Science 5: Ordination and classification of communities*. (pp. 617-726)
- Whittaker, R.H., 1960. *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*. *Ecological Monographs*, 30: 279-338.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3): 213-251.
- Wickham, H., 2011. *Wiley interdisciplinary reviews: Computational statistics*, 3(2): 180-185.
- Yue, Q., Hao, M., Geng, Y., Wang, X., Von Gadow, K., Zhang, C., Zhao, X., Gao, L., 2022. Evaluating alternative hypotheses behind biodiversity and multifunctionality relationships in the forests of Northeastern China. *Forest Ecosystems*, 9: 100027.
- Zeleny, D., Chytrý, M., 2007. Environmental control of the vegetation pattern in deep river valleys of the Bohemian Massif. *Preslia*, 79: 205-222.