



Peyzaj Direnç Değişimlerinin Ekolojik Bağlantılar Üzerine Etkileri: Çankırı Örneği

Ali Uğur ÖZCAN^{1*}, İbrahim AYTAŞ¹

¹ Çankırı Karatekin Üniversitesi, Orman Fakültesi, Peyzaj Mimarlığı Bölümü, 18200, ÇANKIRI

Öz

Peyzaj direnci kavramı, çevresel parametrelerin yaban hayvanlarının hareketlerini nasıl etkilediğini nicel olarak tahmin etmek için peyzaj ekolojisi ve koruma biyolojisinde son yıllarda oldukça sık kullanılmaktadır. Bu çalışmada, zamansal olarak mekânsal değişimin ve peyzaj dirençlerinin ekolojik bağlantılar üzerine etkisini Çankırı ili örneğinde ortaya koymak amaçlanmıştır. Hedef tür olarak karaca (*Capreolus capreolus*) seçilmiştir. Öncelikli olarak peyzaj dirençleri için arazi kullanımları, karayolları ve akarsu ağı değişkenleri seçilmiş ve bu değişkenlerin direnç değerleri belirlenmiştir. Çekirdek alan olarak 1.000 hektardan büyük tek parça halindeki orman alanları seçilmiştir. Çalışma alanı için iki farklı zamana ait peyzaj dirençleri hesaplanmıştır. İstanbul-Samsun karayolu (D-100), Çankırı ilini doğudan batıya doğru kesen en önemli bariyerdir. Bu yüzden D-100'ün böldüğü alan için iki farklı koridor seçilmiştir. Hedef tür için koridor güzergâhları, least-cost modeli (en az maliyetli yol) kullanılarak oluşturulmuştur. Analiz sonucuna göre 2000 ve 2018 yıllarına ait Path1 (P1) ve Path2 (P2) koridorlarının ikisinde de zamansal olarak değişiklikler meydana gelmiştir. P1 koridoru için 2000 yılı direnç/metre ortalaması 4.83, 2018 yılı için 5.31 olarak artarken, P2 koridoru için 6.38'den 5.90 değerine düşmüştür. Bu değişiklik, D-100 karayolu ve çevresinde oluşan yerleşimlerin yaban hayatı üzerine etkisini net bir şekilde ortaya koymaktadır. Parçalanmış peyzaj yamaları arasında ekolojik bağlantıların tekrar tesis edilmesi, biyoçeşitliliğin sürdürülebilirliği için oldukça önemlidir. Çankırı'da peyzaj dirençlerinin belirlenmesi, ekolojik bağlantıların planlamasında nasıl bir koridorun oluşturulacağı ve gerekli olan önlemlerin neler olacağını ortaya koymasından önem arz etmektedir.

Anahtar Kelimeler: Peyzaj direnci, Koridor, Yaban hayatı, Çankırı.

Effects of Landscape Resistance Changes on Ecological Connectivity: Çankırı Case Study

Abstract

The concept of landscape resistance has been used frequently in landscape ecology and conservation biology in recent years to quantitatively estimate how environmental parameters affect the movements of wildlife. In this study, it was aimed to reveal the effect of temporal spatial change and landscape resistances on ecological connections in Çankırı province. Roe deer (*Capreolus capreolus*) was chosen as the target species. Firstly, land uses, highways and river network variables were selected for landscape resistances and resistance values of these variables were determined. As a core area, one-piece forest areas larger than 1000 hectares have been chosen. Landscape resistances of two different times were calculated for the study area. Istanbul-Samsun Highway (D-100) is the most important barrier that crosses Çankırı province from east to west. Therefore, two different corridors were chosen for the areas that are divided by the D-100 highway. Corridor routes for the target species were created using the least cost model. According to the results of the analysis, temporal changes occurred in both Path1 (P1) and Path2 (P2) corridors for 2000 and 2018. The resistance / meter average of the P1 corridor was 4.83 for 2000 and 5.3 for 2018, the P2 corridor was 6.38 for 2000 and 5.90 for 2018. The change in landscape resistance averages clearly shows the impact of the D-100 Highway and its surrounding settlements on wildlife. Restoring ecological connections between fragmented landscape patches is essential for the sustainability of biodiversity. The determination of landscape resistances in Çankırı is important in terms of determining what kind of a corridor will be established in the planning of ecological connections and what the necessary measures will be.

Keywords: Landscape resistance, Corridor, Wildlife, Çankırı.

*Sorumlu Yazar (Corresponding Author):

Ali Uğur ÖZCAN (Dr.); Çankırı Karatekin Üniversitesi, Orman Fakültesi, Peyzaj Mimarlığı Bölümü, 18200, Çankırı-Türkiye. Tel: +90 (376) 212 2757, Fax: +90 (376) 213 6983, E-mail: auzcan@karatekin.edu.tr, ORCID:0000-0002-9046-8074

Geliş (Received) : 12.06.2020
Kabul (Accepted) : 11.09.2020
Basım (Published) : 15.12.2020

1. Giriş

Habitat parçalanmasının başta yaban hayatı olmak üzere bütün biyoçeşitlilik üzerinde olumsuz etkilere sahip olup olmadığı halen bir tartışma konusudur (Fahrig vd., 2019). Özellikle hızlı nüfus artışı ile birlikte tüketimin ve doğal alanlara olan baskının artması, habitatların parçalanması için en temel sorunu oluşturmuştur. Tarım alanları, yerleşimler, yollar gibi antropojenik oluşumlar doğal habitatların parçalanmasına yol açmaktadır. Habitat parçalanmasının aşamaları; habitat alanının (miktarının) azalması ve kalan habitatın izole yamalar haline gelmesi şeklinde sıralanabilir. Habitat parçalanması, izolasyon ile birlikte genetik (akraba depresyonu, genetik sürüklenme), popülasyonların yok olması, habitat kompozisyonu, besin kaynakları ve enerji akışının değişimi ile biyoçeşitlilik üzerinde etkilidir.

Ada biyocoğrafyasına göre küçük, izole edilmiş adalar, aynı habitat tipindeki daha büyük adalara kıyasla nispeten az sayıda tür barındırır (Preston, 1962; MacArthur ve Wilson, 1963, 1967). Bilim insanları tarafından su ile çevrili adalar ile insan tarafından değiştirilmiş peyzajlarla çevrili doğa rezervleri arasında bir benzetme yapılmıştır. Bunun temel nedeni, önceden belirlenmiş rezervlerde “korunan” türlerin yok olmasından korkulmaya başlanmasıdır. Sonuç olarak, Diamond (1975) ve Wilson ve Willis (1975), çoğunlukla MacArthur ve Wilson (1963, 1967)'un ada biyocoğrafya teorisi tarafından yönlendirilen doğa rezervleri için tasarım ilkeleri geliştirmişlerdir. Bu tasarım ilkelerindeki en önemli önerileri; rezervlerin diğer rezervlere, organizmaların rezervler arasında hareket etmesine izin verecek habitat şeritleri veya koridorlarla bağlanması durumunda daha etkili olacağı yaklaşımıdır (Diamond, 1975). Bu durumun, farklı rezervlerdeki popülasyonlar arasında gen akışına izin vereceği ve türlerin zaman zaman yerel tükenmelerden sonra rezervleri yeniden canlandırabileceği düşünülmüştür.

Son yıllarda, bilim dünyası doğal alanların korunmasına dayalı stratejileri belirlerken parçalanmış mekânsal alanlar arasında bağlantıların kurulması ile ekolojik süreçlerin devamlılığının sağlanmasını da dikkate almaktadır (Burkey, 1989; Carroll vd., 2004; Gurrutxaga vd., 2010). Eko-bölgesel peyzaj planlama, doğal koruma politikaları ve stratejilerinde bütün bir bölgenin sosyo-ekonomik ve ekolojik koruma alanlarının birleştirilmesinde önemli bir rol oynamaktadır (Bennett, 2004; Gurrutxaga vd., 2010). Eko-bölgesel peyzaj planlama yaklaşımı ile ekolojik ağlar, uygun ve fonksiyonel korumanın geliştirilmesi için en önemli basamağı oluşturmaktadır. Peyzaj planlamada ekolojik ağlar, peyzaj matrisinde yer alan çekirdek alanlar, çevresindeki tampon alanlar ve çekirdek alanların konumsal olarak birleştirilmesi ile oluşan koridorlardan meydana gelmektedir (Bennett, 1999; Vuilleumier ve Prelaz-Droux, 2002; Gurrutxaga vd., 2010).

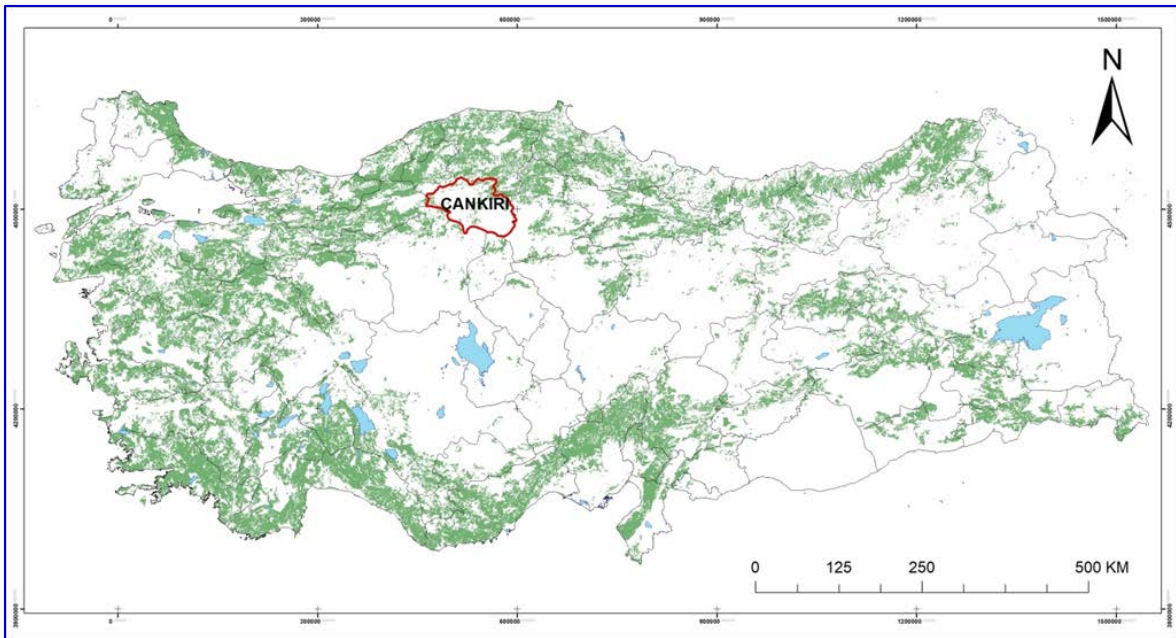
Bir yaban hayvanının peyzaj içindeki davranışları; arazinin yapısına, hareketliliğine ve ekolojik isteklerine bağlı olarak değişmektedir. Bu nedenle, eko-bölgesel olarak planlanan ekolojik koridorların tasarımlarında hedef tür veya şemsiye türler göz önünde bulundurulmaktadır (Kramer-Schadt vd., 2004; Noss ve Daly, 2006; Hepcan vd., 2009; Gurrutxaga vd., 2010; Dehaghi vd., 2018; Farrell vd., 2018). Ekolojik bağlantıların planlanmasında ise farklı ampirik modeller kullanılmaktadır. Bunlar arasında son yıllarda en çok kullanılanlar direnç üzerine kurgulananlardır (Verbeylen vd., 2003; Cushman vd., 2010; Koen vd., 2010; Zeller vd., 2012; Zeller vd., 2014; Shirk vd., 2015). Zeller vd. (2012)'ye göre peyzaj direnci terimi, bir yaban hayvanının hareketine karşı bariyeri sayısal olarak tanımlamak için kullanılmaktadır. Bu terim, çevresel parametrelerin yaban hayvanlarının hareketlerini nasıl etkilediğinin niceliksel olarak tahminini sağlayarak, türün hareket bilgileri ile oluşan boşlukları doldurmada kullanılmaktadır. Peyzaj direnç haritalarının oluşturulmasında en çok kullanılan çevresel değişkenler; arazi kullanımı/kapalılığı, yollar, topografik yapı ve yerleşim alanlarıdır. Bu direnç yüzeyleri, peyzaj özellikleri ve gen akışı arasındaki hipotezlenmiş ilişkileri temsil eder ve farklı arazi örtüsü tiplerindeki nispi bolluk veya hareket olasılıkları gibi altta yatan biyolojik fonksiyonlara dayanır (Zeller vd., 2012). Direnç yüzeylerini hesaplamak için karşılaşılan en büyük zorluk ise farklı peyzaj özelliklerine direnç değerlerinin atanmasıdır.

Bu çalışmada, Çankırı il sınırları içerisinde, yaklaşık 20 yıllık bir periyotta, peyzaj dirençlerinin değişiminin ekolojik bağlantılar üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Bu çalışma, zamansal ve konumsal olarak peyzaj direnç değişimlerinin ortaya konulması ve ekolojik bağlantıların belirlenmesi olmak üzere iki temel hedefe ulaşmak için gerçekleştirilmiştir. Yapılan bu entegre çalışmada temsil edilen çerçeve, farklı mekânsal ölçeklerde biyoçeşitliliği korumak, insan yaban hayatı çatışmalarını (özellikle yaban hayatı araç çarpışmaları) azaltmak için planlama çalışmalarında uygulanabilir.

2. Materyal ve Metot

2.1. Çalışma Alanı

Çalışma alanı olarak, Ankara'nın kuzeydoğusunda yaklaşık olarak 7.380 km² alana sahip Çankırı il sınırları alınmıştır (Şekil 1). İlin bulunduğu koordinatlar; 40° 16' K ile 41° 04' K ve 32° 34' D ile 34° 08' D arasındadır. Dalgali bir coğrafi yapıya sahip olan Çankırı, başta Ilgaz Dağları olmak üzere Sarıdağ, Eldivan Dağı, Dumanlı Dağı, Aydos Dağları, Elden Dağı, Işık Dağı, Karataş Dağı, Gökçeler Dağı gibi önemli doğal rezervler veya habitat alanlarına sahiptir (Gökmen, 2007). Karadeniz ikliminden İç Anadolu Bölgesi'ne özgü karasal iklime geçiş kuşağında yer alan Çankırı ilinin rakımı deniz seviyesinden 508 ile 2.437 m arasında değişmektedir. Yarı kurak iklim kuşağının içerisinde bulunan Çankırı'nın ortalama yıllık yağış miktarı 392–538 kg/m² arasında ve sıcaklığı ise 11.3 °C'dir (MGM, 2019). İklim ve morfolojik yapıya bağlı olarak Avrupa-Sibiryaya ile İran-Turan Fitocoğrafya Bölgeleri'nin her ikisine de giren Çankırı'da, ağırlıklı olarak mera ve tarım alanları görülmektedir. Çalışma alanında güneyden kuzeye doğru gidildikçe stepten Karadeniz ardı ormanlarına geçiş çok net bir şekilde izlenmektedir. Aslında Çankırı'nın biyoçeşitlilik yönünden en önemli özelliklerinden bir tanesi ekoton bölgelerin (koşulları farklı komüniteler arasındaki geçiş bölgelerinin) fazlalığıdır. Bazı çalışmalar (Avağ vd., 2012; Şahin vd., 2015), Çankırı'nın floristik çeşitliliğinin çevresindeki illere göre daha zengin olduğunu ortaya koymaktadır. Örneğin Çankırı'nın jipsli tepeleri, step alanlar ve Çankırı'nın kuzeyinde olup doğudan batıya doğru uzanan Ilgaz Dağları gibi önemli biyoçeşitliliğe sahip alanlar arasında bazen 10 km altına düşen bazen de 100 km üzerine çıkan ekoton bölgeleri bulunmaktadır. Orman Genel Müdürlüğü güncel verilerine göre; 195.299 ha ile Çankırı'nın %25'lik bölümünü kaplayan ormanlar (OGM, 2020); Ilgaz, Ovacık, Eldivan, Düvenlik, Ilıslık, Yapraklı, Sarıkaya, Karakaya ve Erikli dağları ve çevresinde yayılış göstermektedir (ÇŞM, 2018). Orman alanlarının önemli temsilcileri, *Quercus* sp., *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Abies bornmülleriana*'dır. Bozuk ormanların il ölçeğindeki oranı ise %16'dır. Bölgedeki step vejetasyonunu temsil eden bazı önemli türler; *Alyssum nezaketiae*, *Gypsophila germanicopolitana*, *Astragalus aucheri*, *Salvia sclarea*, *Thymus vulgaris*, *Xeranthemum annuum*, *Spartium junceum*, *Prunus spinosa*, *Amygdalus orientalis*, *Juniperus excelsa*, *Elaeagnus angustifolia*, *Pinus nigra*, *Populus alba*, *Pyrus communis*, *Quercus pubescens* ve *Tamarix smyrnensis*'tir (Ertuğrul, 2011; TÜBİVES, 2020). Ekotonun fazlalığı bitki çeşitliliği kadar karasal yaban hayvanlarının çeşitliliğini de arttırmıştır. Fauna bakımından çalışma alanındaki bazı önemli büyük memeli türler; *Ursus arctos* (Ayı), *Canis aureus* (Çakal), *Canis lupus* (Kurt), *Cervus elaphus* (Kızıl geyik), *Capreolus capreolus* (Karaca), *Lynx lynx* (Vaşak), *Lutra lutra* (Su samuru)'dur (ÇŞM, 2018).



Şekil 1. Çalışma alanı.

Türkiye'nin en uzun nehri olan Kızılırmak, Çankırı'nın güneyinden geçerek çevresindeki tarım alanlarını beslemekte ve birçok bitki ile hayvan türüne sucul yaşam ortamı sağlamaktadır. Ayrıca; Acıçay, Tatlıçay, Terme Çayı, Devrez Çayı, Şabanözü Çayı ve Çukurören Deresi diğer önemli su kaynaklarıdır. Çalışma alanında nüfus yoğunluğu, başta Çankırı kent merkezi olmak üzere Ilgaz ve Çerkeş ilçe merkezlerinde toplanmıştır.

Toplam il nüfusu 2019 yılında 195.789 kişi olup, bunun yaklaşık %50'si Çankırı merkez ilçede ikamet etmektedir. 2000 yılında Çankırı nüfusu 270.355 kişi olup, merkez ilçede bu nüfus 78.638 kişidir (TÜİK, 2020). Bu bağlamda, Çankırı kırsalında nüfus yirmi yıllık süreçte yaklaşık olarak 160.000 kişi azalmıştır. Çankırı ilinde 12 ilçe merkezinde toplanan nüfus, tüm nüfusun %70'ini oluşturduğu için kent merkezleri ile kırsal alan arasında nüfus yoğunluğu bakımından fark oldukça yüksektir.

Çankırı ilinde 257 km devlet yolu, 350 km il yolu olmak üzere toplam 607 km yol ağı bulunmaktadır. İlin kuzeyinden geçen E-80 karayolu, İstanbul'u Doğu Anadolu ve Karadeniz'e bağlamaktadır. Karayolunu kullanan araç sayısı güzergâh boyunca farklılık göstermekte olup, bu sayı yaklaşık olarak 10.999-16.059 arasındadır. Bu yol, günlük araç sayısının 10.000'den fazla olması nedeniyle yoğun yol olarak tanımlanabilir. Diğer bir karayolu ise Ankara-Kastamonu karayoludur. Bu karayolunu ise farklı noktalarda ortalama günlük 6.468-7.228 arasında araç kullanılmaktadır (KGM, 2020).

2.2. Hedef Tür

Bağlantı, bütün bir peyzaj yapısında tek başına ele alınmayan ve yanında habitat yapısı, tür özellikleri-davranışları gibi birçok parametrenin de incelenmesini gerektiren bir tür bağımlı özelliktir. Bunun için gerekli yaklaşımlardan biri ise korunan alanlar arasındaki ekolojik koridorların tasarımı için temel olarak kullanılacak hedef türlerin seçilmesidir (Gurrutxaga vd., 2010). Bir hedef tür, bir koridorun hayatta kalması için şiddetle ihtiyaç duyduğu herhangi bir tür ya da korunmasının büyük olasılıkla diğer türlerin çoğuna yarar sağlayacağı bir "şemsiye türü" olabilir. Klasik biçimde ve yerel ölçekte şemsiye türü kavramı, geniş kapsamlı bir türün popülasyonunun minimum alan gereksinimlerini ifade eder (Wilcox, 1984). Bu kavram, geniş alan gereksinimleri olan türler için yeterli alan sağlamanın aynı zamanda daha sınırlı mekânsal ihtiyaçlara sahip bir tür kümesini de barındıracağı sonucunu veren bir varsayıma dayanmaktadır. İri vücut büyüklüğüne sahip canlı organizmalar, geniş alan kullanımına (home range) sahip olma eğiliminde oldukları için (McNab, 1963), bu türlerin yaşayabilir popülasyonlarını muhafaza etmek, büyük yaşam alanlarının korunmasını gerektirir. Bu nedenle, iri vücut büyüklüğüne sahip canlı organizmalar, muhtemel şemsiye türler olarak tercih edilmektedir. Bu kategorideki türler genellikle omurgalı canlılar ve tipik olarak büyük memeli etoburlar, otoburlar veya kuşlardır (Eisenberg vd., 1980; East, 1981; Peterson, 1988; Shafer, 1990; Wallis de Vries, 1995; Noss vd., 1996; Berger, 1997; Martikainen vd., 1998; Carroll vd., 2001; Suter vd., 2002). Soule (1991)'e göre bu türlerin yok olma riski (risk of extinction), genetik sebeplerin yanında demografi için nadir olmasıyla doğrudan ilgilidir. Bu yüzden bolluk kriteri, şemsiye türü seçimi için anahtar kriter olarak kabul edilebilir. Çalışma alanında, Soule (1991)'e göre şemsiye tür olabilecek dört memeli türü bulunmaktadır. Bunlar; *Ursus arctos* (Ayı), *Cervus elaphus* (Kızıl geyik), *Capreolus capreolus* (Karaca) ve *Lynx lynx* (Vaşak)'dir. Çalışmada, çekirdek alanlardaki hedef türün varlık çalışmaları; araç çarpışması verileri, yasa dışı avlanma verileri, literatür ve arazi çalışmaları yoluyla toplanmıştır. Yapılan arazi çalışmaları neticesinde büyük orman yaması olarak tespit edilen bütün alanlarda karacanın yaşadığı tespit edilmiştir.

Capreolus capreolus (Karaca), dünyada Avrupa kıtasının en kuzeyi hariç tamamında, Türkiye, Suriye, Irak, Karadeniz çevresi, Kafkaslar ile İran'ın kuzey kısmına kadar geniş bir alanda yayılış göstermektedir (Lovari vd., 2016). Türkiye'de en yoğun yayılışını Karadeniz ve Marmara'da yapmaktadır (Keten, 2017). Tür, IUCN'e göre LC (az endişe) durumunda (IUCN, 2016) ve Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nün her yıl çıkardığı MAK kararlarına göre koruma altındadır. Ayrıca karaca, kaçak av baskısı ve antropojenik etki nedeniyle tehdit altındadır (Evcin, 2018). Selektif herbivor olan bu tür, yaprak döken, karışık veya iğne yapraklı ormanlar, bozkır, otlaklar, tarım alanları ve geniş bahçelere sahip kentsel alanlar da dâhil olmak üzere çok çeşitli habitatları kullanmaktadır. Genel olarak orman ile tarım alanları mozağına sahip peyzajları tercih eder (Stubbe, 1999), ancak yarı çöl ortamlarında ve mevsim boyunca ağaç çizgisinin üzerinde hayatta kalabilir. Adaptasyon kabiliyeti yüksek bir tür olan karaca, modern tarım alanlarına rahatlıkla adapte olmuştur (Danilkin, 1996; Sempéré vd., 1996; Andersen vd., 1998).

2.3. Metot

2000 ile 2018 yıllarında meydana gelen peyzaj değişimlerinin ekolojik bağlantılar üzerine etkilerini belirlemek için grafik teorisi kullanılmıştır. Grafik teorisi, habitat bağlantısının birçok yönünü birleştirmek ve değerlendirmek için basit bir çözüm sunarak, yama ve peyzaj seviyelerinde uygulanabilir ve yapısal veya fonksiyonel bağlantıyı ölçebilir. Bir grafik veya ağ, düğümler ve kenarlar kümesidir. Burada düğümler, ağ içindeki tek tek öğelerdir ve kenarlar, düğümler arasındaki bağlantıyı temsil eder (Minor ve Urban, 2008).

Grafik yöntemi ile iki farklı döneme ait ekolojik bağlantıların tahmin edilmesi için least-cost modeli kullanılmıştır (Adriaensen vd., 2003; Larkin vd., 2004; Clevenger ve Wierzchowski, 2006; Gurrutxaga vd., 2010). Least-cost modelinde çekirdek alanların konumsal tabakası ve hedef türün hareketine peyzaj içerisindeki

direncin tabakası (overlay) olmak üzere iki farklı katman kullanılmaktadır. En düşük maliyetli koridorlar, yama çiftleri arasında tek bir yol yerine en düşük maliyetli bir yüzey üretmiştir (Urban vd., 2009; Pinto ve Keitt, 2009; McRae ve Kavanagh, 2011). En az maliyetli bir koridor, iki kaynak (iki yama) arasında hesaplanmaktadır.

Çalışma alanındaki çekirdek alanlar belirlenirken hedef türün ekolojik istekleri göz önünde bulundurulmuştur. Orman meşcere haritaları kullanılarak alanı 1.000 hektarın üzerindeki bütün orman yamaları çıkarılmış, sıralanmış ve en geniş alana sahip on tanesi çekirdek alan olarak seçilmiştir. Bir çekirdek alan dışında (İldivan Dağı) diğer çekirdek alan arasındaki mesafenin 10 km'den daha kısa olmasından dolayı ana başlangıç noktası olarak İldivan Dağı seçilmiştir.

Ekolojik bağlantıların tasarımında önerilen peyzaj bağlantı modelinin kullanımı yoluyla peyzaj matrisinin hedef türün hareketliliğini hangi derecede etkilediği veya sınırladığı varsayımına dayanan direnç haritaları hazırlanmıştır. Kullanılan direnç modellerinde direnç değişkenlerinin seçimi ve derecelendirilmesi oldukça önem arz etmektedir. Direnç yüzeylerinin belirlenmesinde birçok değişken göz önüne alınmaktadır (Zeller vd., 2012). Bu çalışma için değişken olarak, Zeller vd. (2012)'e göre direnç yüzeyleri oluşturmada en sık kullanılan değişkenler olan arazi kullanımı, ulaşım hattı ve hidrolojik yapı seçilmiştir (Tablo 1). Aynı zamanda dirençlerin etki değerlerini belirlemek için Gurrutxaga vd. (2010) ve Girardet vd. (2015)'in çalışmalarındaki etki değerleri alınmıştır (Tablo 1).

Arazi kullanımlarının sınıflandırılmasında CORINE 2000 ve 2018 haritaları kullanılmıştır (COPERNICUS, 2020). Ulaşım ağı için ortalama günlük trafik yoğunluğu ile ilgili olarak karayolu hattı veri setleri kullanılmıştır (KGM, 2020). Çalışma ölçeği 1:100.000 ve raster (hücre) çözünürlüğü 100 metredir.

Tablo 1. Hedef tür için direnç değerleri (Gurrutxaga vd. 2010; Girardet vd. 2015'ten uyarlanmıştır).

Faktör	Alt Faktör	Direnç Değerleri
Arazi Kullanımı	Kentsel alanlar	1.000
	Maden alanı	1.000
	İnşaat alanı	1.000
	Kentsel yeşil alanlar	500
	Barajlar	500
	Sulu tarım	60
	Kuru tarım	50
	Meyvelik	50
	Mera	30
	Çayırılık	30
	Orman	1
Yollar	<1.000 taşıt/gün	80
	1.000-5.000 taşıt/gün	100
	5.000-10.000 taşıt/gün	300
	10.000-20.000 taşıt/gün	700
Akarsu	Geniş akarsu (>30 m geniş)	120
	Orta boyuttaki akarsu (10-30 m)	60
	Küçük akarsu (<10 m geniş)	20

3. Bulgular ve Tartışma

Dünyada ekolojik koridorların veya peyzaj koridorlarının konumsal güzergâhını belirlemek için grafik veya devre gibi farklı yöntemler kullanılmaktadır (Gilbert vd., 2010; Zeller vd., 2012). En fazla kullanılan yöntem de dirençlerin belirlenerek en az maliyetli yolun (en az dirence uğrayacak) belirlenmesidir (Pinto ve Keitt, 2009). Çalışmada, Çankırı'nın peyzaj dirençlerindeki değişimin ekolojik koridorlar üzerindeki etkileri ortaya konulmaya çalışılmış ve 2000 yılından 2018 yılına kadar olan 18 yıllık süreçteki peyzaj dirençlerinin değişimi analiz edilmiştir.

Hedef tür olarak seçilen karaca on yıl öncesine kadar, Yapraklı ilçesi hariç ağırlıklı olarak D-100 karayolunun kuzey kısmında yaşamaktaydı. Fakat son yıllarda yapılan arazi çalışmaları karacaların dağılımının değiştiğini göstermektedir. Özellikle çalışmada önemli bir orman yaması olan ve koridorların bağlanmasında son yama olarak seçilen Eldivan Dağı son on senedir karaca popülasyonlarınca kullanılmaya başlanmış ve karaca dağılımı

için kilit bir nokta haline gelmiştir.

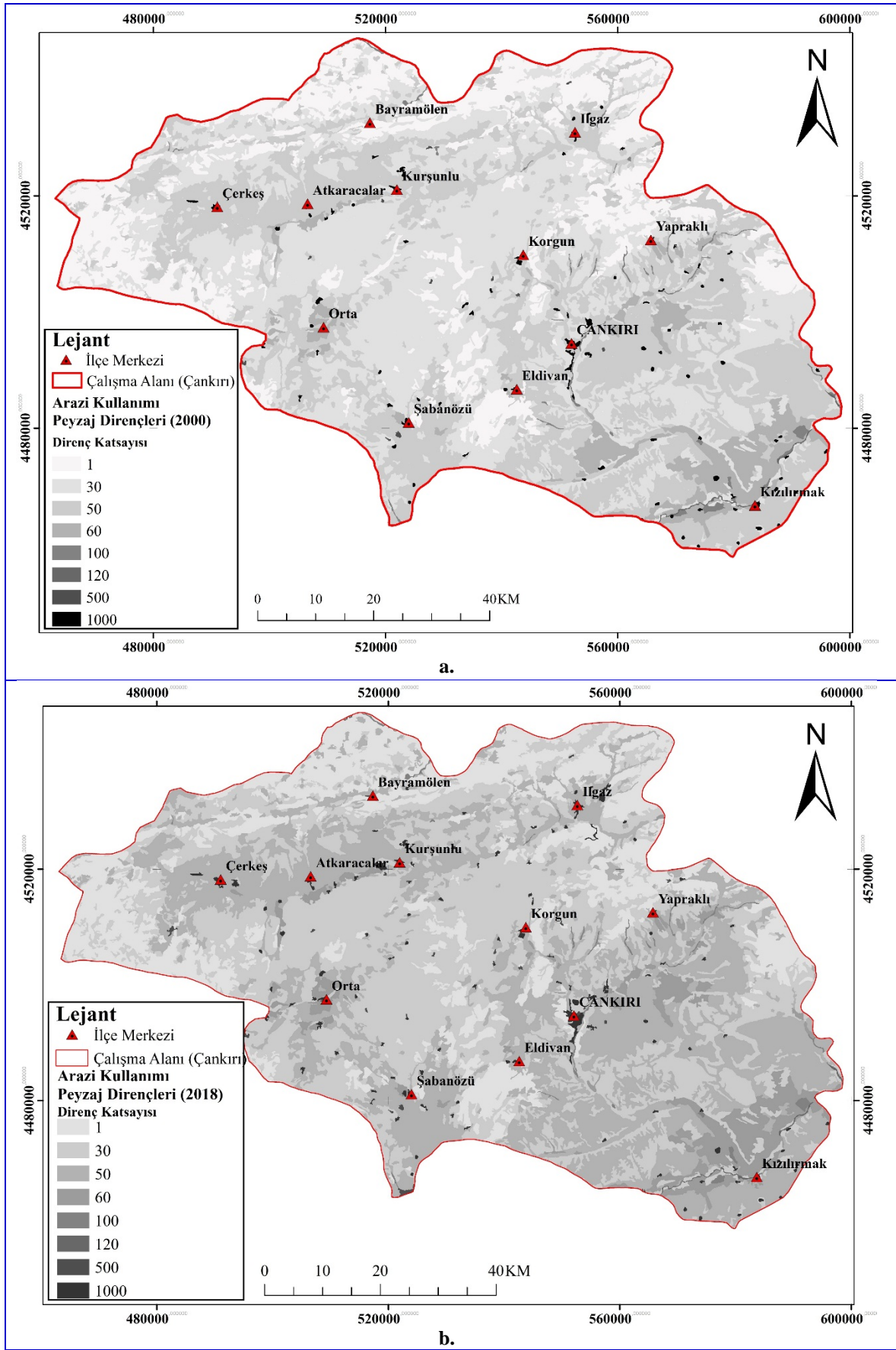
Çalışmanın amacı doğrultusunda öncelikle arazi kullanımlarındaki değişimler incelenmiştir. Çünkü yaban hayatının üzerinde yaşadığı peyzaj, aynı zamanda insanlarla ortak yaşam alanı ve çatışma alanı olabilmektedir. Dolayısıyla antropojenik peyzajlar, aynı zamanda yaban hayatı için sınırlayıcı ve parçalayıcı bir etkiye sahiptir. Arazi kullanım değişim analizine göre; il genelindeki en büyük alansal değişimin 198.48 km² artışla orman alanlarında gerçekleştiği saptanmıştır. Bunu, sırasıyla 101.54 km² azalışla kuru tarım alanları, 66.22 km² azalışla mera alanları, 43.98 km² azalışla sulu tarım alanları ve 14.04 km² artışla yerleşim alanları izlemektedir (Tablo 2). Bu sonuçlar, orman alanlarında görülen %2.73 oranındaki önemli artışın tür hareketliliğini kolaylaştırabileceğini göstermektedir. Özellikle orman lekeleri tür hareketlerinde kolaylık sağlayıcı önemli güzergâhlar ya da adım taşları olabilmektedir. Kuru tarım alanlarının değişimi %4 ile kendi içerisinde az miktarda azalma göstermiştir. Ancak bu azalma il genelindeki diğer kullanım tiplerine göre fazladır. Kuru tarım alanları ile meralarda (167.76 km²) ve sulu tarım alanları ile meyvelik alanlarda gerçekleşen azalmaların (46.68 km²) yanında, yerleşim ve sanayi-maden alanlarında görülen artışlar (21.36 km²) tür geçişleri için kısıtlayıcı ve zorlayıcı olan olumsuz bir etken olarak karşımıza çıkmaktadır. Genel olarak karaca, orman alanlarını kullanabildiği gibi tarım alanları ve orman geçiş alanlarını da sıklıkla kullanabilmektedir. Karaca modern tarım alanlarına iyi adapte olmuştur (Danilkin, 1996; Sempéré vd., 1996; Andersen vd., 1998). Aslında, neredeyse bütün yaban hayvanları tarım-orman mozaikini benimsemiştir. O yüzden bir peyzajda tarım, mera ve orman yamalarının dengesi oldukça önemlidir. Çalışmada yansıtamadığımız türlerin yayılışında önemli bir etken olan nüfus yoğunluğu Çankırı kırsalında oldukça azalmış, genel olarak Çankırı merkez ilçede yoğunlaşmıştır (TÜİK, 2020). Nüfusun azalışı aynı zamanda yaban hayatı üzerine olan baskıları azaltmıştır. Bu durum yaban hayvanlarının dağılımı üzerindeki beşerî baskıyı azaltmaktadır.

Tablo 2. Çankırı ilinin 2000-2018 yılları arasındaki arazi kullanım değişimi.

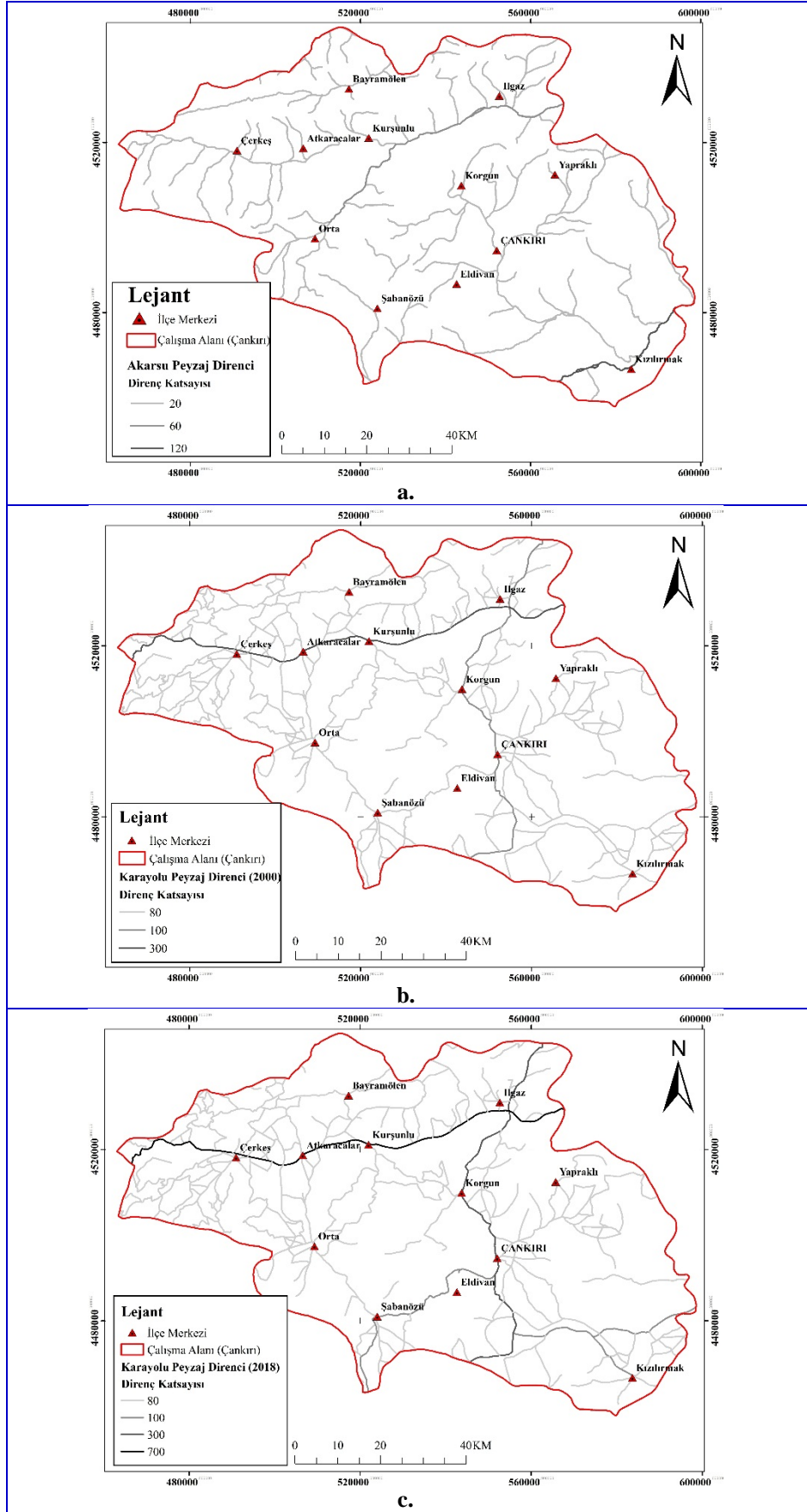
CORINE	2000		2018		DEĞİŞİM	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Yerleşim Alanları	33.92	0.47	47.97	0.66	14.04	0.19
Sanayi ve Maden Alanları	6.18	0.08	13.49	0.19	7.32	0.10
Tarım Alanları (Kuru)	2541.07	34.90	2439.53	33.50	-101.54	-1.39
Tarım Alanları (Sulu)	389.28	5.35	345.30	4.74	-43.98	-0.60
Tarım Alanları-Meyvelikler	4.54	0.06	1.84	0.03	-2.7	-0.04
Meralar	2989.74	41.06	2923.52	40.15	-66.22	-0.91
Orman Alanları	1268.93	17.43	1467.40	20.15	198.48	2.73
Sulak Alanlar	47.70	0.66	42.31	0.58	-5.39	-0.07
TOPLAM	7281.37	100.00	7281.37	100.00	0.00	0.00

Yıllara göre, arazi kullanımları için Tablo 1’de verilen peyzaj direnç katsayıları kullanılarak direnç haritaları ayrı ayrı katmanlarda oluşturulmuştur (Şekil 2a, Şekil 2b, Şekil 3a, Şekil 3b, Şekil 3c). Buna göre; il bazında direnç değerlerindeki en büyük değişim, %6.41 artışla kentsel kullanım yoğunluğunun oldukça fazla olduğu yerleşim alanlarında gerçekleşmiştir. Bunun en büyük sebebi yerleşimler için peyzaj direnç katsayısının en yüksek değerde olmasıdır.

Akarsu için peyzaj değişimi olmadığından her iki dönem içinde aynı katsayılar kullanılmıştır. Bölgedeki akarsu peyzaj dirençleri değerlendirildiğinde; Kızılırmak Nehri, sahip olduğu yüksek akarsu genişliğinin tür geçişlerine izin vermeyi zorlaştırması nedeniyle yüksek peyzaj direnç değeri almıştır (Şekil 3a).



Şekil 2. Değişkenlere ait peyzaj direnç değerleri haritaları; a) 2000 yılı arazi kullanımlarına ait direnç haritası, b) 2018 yılı arazi kullanımlarına ait direnç haritası.



Şekil 3. Değişkenlere ait peyzaj direnç değerleri haritaları; a) Akarsu direnç haritası, b) 2000 yılı karayolları direnç haritası, c) 2018 yılı karayolları direnç haritası.

603.961 ve peyzaj direnç/metre ortalaması 5.90'dır. P1 koridoru için hem koridor uzunluğunda hem de peyzaj direnç değerinde bir azalma meydana gelmiştir. P1 koridorunun arazi kullanımlarına göre güzergâhı incelendiğinde, peyzaj direnci diğerlerine göre daha yüksek olan tarım alanlarında ve seyrek bitki alanlarında da bir azalış gerçekleşmiştir. Aynı zamanda kümülatif direnç değerlerinden anlaşılıyor ki 2000 yılı için hazırlanan P1 koridorunun güzergâhında 2018 yılına geldiği zaman yaklaşık olarak %16 değerinde bir artış olmuştur (Tablo 3).

Tablo 3. P1 koridoruna ait değerler.

Arazi kullanımları	2000 yılı		2018 yılı	
	Uzunluk (km)	Uzunluk (%)	Uzunluk (km)	Uzunluk (%)
Doğal Bitki Örtüsü ile Bulunan Tarım Alanları	4.49	4.36	3.78	3.70
Doğal Çayırliklar	7.84	7.61	7.18	7.02
İğne Yapraklı Ormanlar	31.56	30.64	34.60	33.84
Karışık Tarım Alanları	3.53	3.43	3.53	3.45
Ormandan Çalığa Geçiş Alanları	47.48	46.10	52.57	51.41
Seyrek Bitki Alanları	3.36	3.27	0.59	0.58
Karışık Ormanlar	4.66	4.52		
Çıplak Kayalıklar	0.07	0.07		
TOPLAM	102.99	100.00	102.25	100.00

D-100 karayolunun etkisini daha iyi görebilmek için seçilen ve Bayramören ilçesinden başlayan P2-2000 koridoru, peyzaj dirençlerine göre 128.80 km uzunluğundadır. P2-2000 koridorunun kümülatif peyzaj direnci 623.175 ve peyzaj direnç/metre ortalaması 4.84 olarak hesaplanmıştır. P2-2000 koridoru 2018 peyzaj dirençlerine göre aynı güzergâhtan gitmiş olsaydı kümülatif peyzaj direnci 825.163 ve peyzaj direnç/metre ortalaması 6.40 olacaktı. 2018 yılına göre P2-2018 koridoru yeniden hesaplanmış ve koridorun uzunluğu 130.24 km olarak bulunmuştur. P2-2018 koridorunun kümülatif direnç değeri 694.060 ve peyzaj direnç/metre ortalaması 5.32 olmuştur. P2 koridorunda yaklaşık olarak 1.44 km bir uzunluk artışı olurken peyzaj direnç/metre ortalamasında 0.48 puanlık bir artış olmuştur. Yine de bu değer P2-2000 koridorunun 2000 yılında geçtiği güzergâhtan geçmesinden 1.08 puan daha düşüktür. Bu değerlerin yükselmesindeki en önemli pay arazi kullanımından ziyade karayollarının trafik hacminin artmasından dolayı peyzaj dirençlerinin yükselmesinden kaynaklanmaktadır. Özellikle İstanbul-Samsun karayolu peyzaj direnç değerinin en çok arttığı karayoludur (Tablo 4). Bu sonuçlar, Çankırı ilini doğudan batıya kadar kuzey ve güney olarak bölen D-100 karayolunun ve karayolu çevresindeki yerleşimlerin etkilerini net bir şekilde ortaya koymaktadır (Şekil 4).

Tablo 4. P2 koridoruna ait değerler.

Arazi kullanımları	2000 yılı		2018 yılı	
	Uzunluk (km)	Uzunluk (%)	Uzunluk (km)	Uzunluk (%)
Doğal Bitki Örtüsü ile Bulunan Tarım Alanları	2.75	2.14	2.14	1.64
Doğal Çayırliklar	8.15	6.33	7.19	5.52
İğne Yapraklı Ormanlar	66.90	51.94	66.44	51.01
Karışık Ormanlar	7.05	5.47	4.34	3.33
Karışık Tarım Alanları	2.85	2.22	3.76	2.89
Ormandan Çalığa Geçiş Alanları	38.89	30.20	46.16	35.44
Seyrek Bitki Alanları	2.09	1.63	0.16	0.12
Sulanmayan Tarım Alanları	0.05	0.04	0.05	0.04
Çıplak Kayalıklar	0.07	0.05		
TOPLAM	128.80	100.00	130.24	100.00

4. Sonuç ve Öneriler

Yaban hayvanlarının gen aktarımını sağlayabilmek için dağılımlarını güvenli bir şekilde yapmaları

gerekmektedir. Bunu sağlayan en önemli ekolojik bağlantı, parçalanmış habitatlar arasında hareket esnekliği sağlayan koridorlardır. Özellikle, başta nesli tehlike altında olan türler olmak üzere, türlerin çekirdek alanlar arasındaki hareketini güvence altına almak, peyzaj planlama ve koruma kararlarının alınmasında öncelikli eylemlerden olmalıdır.

Koridorların belirlenmesinde hem uygunluk hem de direnç haritaları kullanılmaktadır. Her iki değer toplamı 1'e eşittir (%100). Kullanım tercihi, koridoru oluşturmak için kullanılan aracın veri isteği ve analiz sonuçlarının değerlendirme şekline kaynaklanmaktadır. Direnç haritaları, arazi kullanımında görülen değişimleri göstermesi ve peyzajda sakınılması ya da önlemlerin alınmasında yön gösterici olması bakımından avantajlıdır. Tanımı gereği, peyzaj bağlantısı türe özgü bir kavramdır (Taylor vd., 1993). Dolayısıyla, direnç yüzeyleri türe özgü bir temelde oluşturulma eğilimindedir. Genel olarak şemsiye türlerin seçilmesi diğer türleri de kapsayacaktır. Çalışma alanında çekirdek alan olarak seçilen bütün orman yamalarında karacanın yaşıyor olması ve karaca için alınabilecek olan bütün koruma ve kontrol önlemlerinin diğer türleri de kapsamı şemsiye tür olarak kabul edilmesinde etkili olmuştur.

Çalışma alanında arazi kullanımlarında 18 yılda doğal alanlar yönünde bir artı değişim meydana gelmiştir. Fakat doğal alanlardaki alansal artış, kümülatif peyzaj dirençlerinde azalışa neden olmamıştır. Çünkü yüksek peyzaj dirençleri değerine sahip olan yerleşim, maden gibi antropojenik alanlarda artış meydana gelmiştir. Bu alansal artış, peyzaj dirençleri değerleri arasında en fazla değer artışına sahip olan karayolları çevresinde olduğu için, D-100 karayolunun bariyer etkisi daha fazla artmıştır. Bu açıkça, P1 ve P2 koridorlarının yıllara göre direnç/metre ortalamalarındaki değişimlerinden görülmektedir.

Elbette, yaban hayvanlarının çizgisel olarak üretilen koridorları kullanması oldukça düşük bir ihtimal olarak düşünülebilir. Bunun yanında, karacaların yol ağlarını özellikle de orman yollarını kullandığını ifade eden çalışmalar (Keten, 2017; Evcin vd., 2019) da mevcuttur. Zaten orman yolları gibi trafik yoğunluğu çok düşük yollar bu çalışmada değerlendirme dışında bırakılmıştır. Özellikle son yıllarda karacanın antropojenik etkilerle oluşturulan yapay peyzaj özelliğindeki modern tarım alanlarına ve orman yollarına yönelişi, onun yüksek adaptasyon kabiliyetiyle açıklanabilir. Fakat bu çalışmanın en önemli amacı peyzaj dirençlerinin etkilerini ortaya koyabilmektir. Bir diğer amaç da karacanın geçişinin mümkün olmadığı ya da çok kısıtlı olduğu yoğun trafiğe sahip ulaşım hatlarına vurgu yapmaktır. Dolayısıyla, üretilen haritalar veya oluşturulan koridorlar, aslında peyzaj dirençlerinin yükseldiği veya zaten yüksek olduğu alanlarda yaban hayatını korumak için nasıl bir önlemin alınacağı konusunda yapılan koruma ve planlamalarda sayısal olarak algoritma tercihleri sunmaktadır. Örneğin D-100 karayolunda meydana gelen yaban hayatı araç çarpışmalarını azaltmak ve yaban hayvanlarının geçişini güvenli hale getirmek için yapılması düşünülen ekolojik alt ve üst geçitler, yer seçimi tercihlerinde önemli bilgiler sağlayabileceklerdir.

Kaynaklar

1. **Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E (2003).** The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape And Urban Planning*, 64(4), 233-247.
2. **Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (1998).** *European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo, Norway.
3. **Avağ A, Koç A, Kendir H (2012).** Ulusal Mera Kullanım ve Yönetim Projesi. TÜBİTAK KAMAG 106G017,1226 s.
4. **Bennett AF (1999).** *Linkages in The Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation (No. 1)*. IUCN.
5. **Bennett G (2004).** *Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons Learned from Ecological Networks*. IUCN.
6. **Berger J (1997).** Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology*, 11, 69 – 78.
7. **Burkey TV (1989).** Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, 55(1), 75-81.
8. **Carroll C, Noss RF, Paquet PC, Schumaker NH (2004).** Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology*, 18(4), 1110-1120.
9. **Carroll C, Noss RF, Paquet PC (2001).** Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain Region. *Ecological Applications*, 11, 961 – 980.
10. **Clevenger AP, Wierzchowski J (2006).** *Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads*. Conservation Biology Series-CambridgeE-, 14, 502.

11. **COPERNICUS (2020)**. CORINE 2000 VE 2018 uydu görüntü veri setleri. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>. Erişim tarihi: 05 Mart 2020.
12. **Cushman SA, Gutzweiler K, Evans JS, McGarigal K (2010)**. *The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology*. In Cushman S.A., & F. Huettmann (Eds.), *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation* (pp 83–108). New York, USA: Springer.
13. **ÇŞM (2018)**. Çankırı İli Çevre Durum Raporu. Çankırı Valiliği. İl Çevre ve Şehircilik Müdürlüğü. 143s.
14. **Danilkin A (1996)**. *Behavioural Ecology of Siberian and European Roe Deer*. Chapman and Hall, London, UK.
15. **Dehaghi IM, Salmanmahiny A, Karimi S, Shabani AA (2018)**. Multi-criteria evaluation and simulated annealing for delimiting high priority habitats of *Alectoris chukar* and *Phasianus colchicus* in Iran. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(1), 185-193.
16. **Diamond JM (1975)**. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 7, 129-146.
17. **East R (1981)**. Species-area curves and populations of large mammals in African savanna reserves. *Biological Conservation*, 21, 111-126.
18. **Eisenberg JF (1980)**. *The density and biomass of tropical mammals*. In M. E. Soulé & B. A. Wilcox, (Eds.), *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (pp. 35-55). Massachusetts, USA: Sinauer Associates.
19. **Ertuğrul G (2011)**. Çankırı-Korubaşı tepe ve civarındaki jipsli alanların florası. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
20. **Evcin Ö (2018)**. Kastamonu ve Sinop'ta karacanın (*Capreolus capreolus*) popülasyon ekolojisi. Doktora Tezi, Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kastamonu.
21. **Evcin Ö, Küçük O & Aktürk E (2019)**. Habitat suitability model with maximum entropy approach for European roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Black Sea Region. *Environmental monitoring and assessment*, 191(11), 669.
22. **Fahrig L, Arroyo-Rodríguez V, Bennett JR., Boucher-Lalonde V, Cazetta E, Currie DJ, ... & Koper N (2019)**. Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*, 230, 179-186.
23. **Farrell LE, Levy DM, Donovan T, Mickey R, Howard A, Vashon J, ... & Kilpatrick CW (2018)**. Landscape connectivity for bobcat (*Lynx rufus*) and lynx (*Lynx canadensis*) in the Northeastern United States. *PloS one*, 13(3).
24. **Gilbert-Norton L, Wilson R, Stevens JR, Beard KH (2010)**. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660-668.
25. **Girardet X, Conruyt-Rogeon G, Foltête JC (2015)**. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European Journal Of Wildlife Research*, 61(5), 731-742.
26. **Gökmen B (2007)**. Çankırı ili coğrafyası. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
27. **Gurrutxaga M, Lozano PJ, Del Barrio G (2010)**. Assessing highway permeability for the restoration of landscape connectivity between protected areas in the Basque Country, Northern Spain. *Landscape Research*, 35(5), 529-550.
28. **Güven Y (2019)**. Çankırı ilinde trafik ve karayollarının memeli hayvanlar üzerine etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Çankırı Karatekin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çankırı.
29. **Hepcan Ş, Hepcan ÇÇ, Bouwma IM, Jongman RH, Özkan MB (2009)**. Ecological networks as a new approach for nature conservation in Turkey: a case study of Izmir Province. *Landscape and Urban Planning*, 90(3-4), 143-154.
30. **IUCN (2016)**. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2016-1. www.iucnredlist.org. Erişim tarihi: 10 Mart 2020.
31. **Keten A. (2017)**. Distribution and habitat preference of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in Düzce Province of Turkey. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 67(1), 22-28.
32. **KGM (2020)**. Devlet Karayolları trafik hacim haritası. <https://www.kgm.gov.tr/Sayfalar/KGM/Trafik/TrafikHacimHaritasi.aspx>. Erişim tarihi: 12 Mart 2020.
33. **Koen EL, Garroway CJ, Wilson PJ, Bowman J (2010)**. The effect of map boundary on estimates of landscape resistance to animal movement. *PloS one*, 5(7).
34. **Kramer-Schadt S, Revilla E, Wiegand T, Breitenmoser URS (2004)**. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 711-723.
35. **Larkin JL, Maehr DS, Hctor TS, Orlando MA, Whitney K (2004)**. *Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida*. In *Animal Conservation forum* (Vol. 7, No. 1, pp. 23-34). Cambridge University Press.

36. Lovari S, Herrero J, Masseti M, Ambarli H, Lorenzini R, Giannatos G (2016). *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42395A22161386. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T42395A22161386.en>.
37. MacArthur R, Wilson EO (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373-387.
38. MacArthur R, Wilson EO (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
39. Martikainen P, Kaila L, Haila Y (1998). Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conservation Biology*, 12, 293 – 301.
40. McNa, BK (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*, 97(894), 133-140.
41. McRae BH, Kavanagh DM (2011). *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle WA.
42. MGM (2019). Çankırı İli Meteoroloji Verileri, 13.06.2019 tarihinde <https://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?m=CANKIRI> adresinden alındı.
43. Minor ES, Urban DL (2008). A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*, 22(2), 297-307.
44. Noss RF, Daly KM (2006). *Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning*. In K. Crooks, & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation* (pp. 587–619). Cambridge: Cambridge University Press.
45. Noss RF, Quigley HB, Hornocker MG, Merrill T, Paquet PC (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10: 949 – 963.
46. OGM (2020). Çankırı ili orman varlığı. <https://ankaraobm.ogm.gov.tr/Sayfalar/Ormanlarimiz/OrmanVarligi.aspx>. Erişim tarihi: 17 Nisan 2020.
47. Özcan AU, Özkazanç NK (2017). Identifying the hotspots of wildlife vehicle collision on Çankırı-Kırıkkale Highway during summer. *Turkish Journal of Zoology*, 41, 722-730.
48. Peterson RO (1988). *The pit or the pendulum: issues in large carnivore management in natural ecosystems*. In J. K. Agee & D. R. Johnson (Eds.), *Ecosystem Management for Parks and Wilderness* (pp. 105-117). Seattle, USA: University of Washington Press.
49. Pinto N, Keitt TH (2009). Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24(2), 253-266.
50. Preston FW (1962). The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* 43(2), 185-215.
51. Sempéré AJ, Sokolov VE, Danilkin AA (1996). *Capreolus capreolus*. *Mammalian Species*, 538, 1-9.
52. Shafer CL (1990). *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
53. Shirk AJ, Schroeder MA, Robb LA, Cushman SA (2015). Empirical validation of landscape resistance models: insights from the Greater Sage-Grouse (*Centrocercus urophasianus*). *Landscape Ecology*, 30(10), 1837-1850.
54. Soule ME (1991). *Theory and Strategy*, In J. M Scott, Soulé, M. E., Csuti, B., Hay, K., Harris, L., Cutler, R., ... & F. Pace (Eds.), *Landscape Linkages and Biodiversity*. Island Press.
55. Stubbe C (1999). *Capreolus capreolus*. In A. J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P. J. H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima (Eds.), *The Atlas of European Mammals*, London, UK: Academic Press.
56. Suter W, Graf RF, Hess R (2002). Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conservation Biology*, 16: 778 – 788.
57. Şahin B, Aslan S, Ünal S, Mutlu Z, Mermer A, Urla Ö, ... & Aydoğmuş O (2015). Çankırı ili meralarının floristik özellikleri. *Tarla Bitkileri Merkez Araştırma Enstitüsü Dergisi*, 24(1), 1-15.
58. Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
59. TÜBİVES (2020). Türkiye bitkileri veri servisi. <http://turkherb.ibu.edu.tr/>. Erişim tarihi: 20 Mart 2020.
60. TÜİK (2020). Türkiye İstatistik Kurumu Çankırı nüfus bilgileri. <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=95&locale=tr>. Erişim tarihi: 28 Mart 2020.
61. Urban DL, Minor ES, Treml EA, Schick RS (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260-273.
62. Verbeylen G, De Bruyn L, Adriaensen F, Matthysen E (2003). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18(8), 791-805.
63. Vuilleumier S, Prelaz-Droux R (2002). Map of ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 58, 157–170.

64. **Wallis de Vries MF (1995)**. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology*, 9: 25 – 33.
65. **Wilcox BA (1984)**. *Concepts in conservation biology: applications to the management of biological diversity*. In J. A. McNeely & K. R. Miller (Eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society* (pp. 639-647).
66. **Wilson EO, Willis EO (1975)**. *Applied biogeography*. In M. L. Cody, & J. M. Diamond (Eds.), *Ecology and Evolution of Communities* (pp. 522-534). Harvard, MA, USA: Harvard University Press.
67. **Zeller KA, McGarigal K, Whiteley AR (2012)**. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797.
68. **Zeller KA, McGarigal K, Beier P, Cushman SA, Vickers TW, Boyce WM (2014)**. Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: pumas as a case study. *Landscape Ecology*, 29(3), 541-557.