

ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

BOZULMUŞ HABİTATLARDA EKOLOJİK BAĞLANTI VE KÖPRÜ
YERLERİNİN BELİRLENMESİ: KUZAYBATI ANADOLU ÖRNEĞİ

İbrahim AYTAŞ

PEYZAJ MİMARLIĞI ANABİLİM DALI

ANKARA
2024

Her hakkı saklıdır

ÖZET

Doktora Tezi

BOZULMUŞ HABİTATLARDA EKOLOJİK BAĞLANTI VE KÖPRÜ YERLERİNİN BELİRLENMESİ: KUZEYBATI ANADOLU ÖRNEĞİ

İbrahim AYTAŞ

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. M. Emin BARIŞ

Kuzeybatı Anadolu peyzajı habitat bozulmasının yoğun olarak görüldüğü ve yaban hayvanı türlerinin neslini tehdit eden alanları içermektedir. Bunun en önemli sebebi, bölgede sürekli artan antropojenik baskılardır. Buna rağmen, ekolojik bağlantılar habitat bozulmalarının yaban hayatı popülasyonları üzerindeki etkilerini azaltabilir. Bu çalışmada, bölgedeki hedef tür olarak seçilen bozayı (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) ve kızılgeyiğin (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) çekirdek habitatlar arası geçişlerde kullanabileceği potansiyel ekolojik bağlantıların ve köprü yerlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Araştırma kapsamında hedef türlerine ait tür dağılım ve bağlantılılık modellemesi yapılmıştır. Tür dağılım modellemesinde türlerin varlık noktaları ve çevresel değişkenler *SDM Toolbox v.2.5* yazılımında işletilerek potansiyel çekirdek alanlar belirlenmiştir. İkinci olarak, ekolojik bağlantıları tespit etmek için Devre Teorisi yaklaşımını temel alan *Linkage Mapper* yazılımı kullanılmıştır. Çekirdek alanlarla birlikte potansiyel habitatların dönüşümüyle elde edilen peyzaj direnç yüzeyleri bağlantılılık yazılımında işletilmiş ve çalışmanın iki hedef türü için ekolojik bağlantıların haritaları üretilmiştir. Sonuç olarak, bozayı için uygun habitat alanları kuzey kesimlerde yoğunlaşmış iken, kızılgeyik için alanın geneline yayılmış haldedir. Her iki türün de ormana bağımlı türler olduğu ve çevresel faktörlere verdikleri tepkilerin değişkenlik gösterdiği saptanmıştır. Ekolojik bağlantılılık modeli sonucunda öncelikli çekirdek alan ve koridorların genel olarak alanın iç ve kuzey kesimlerinde yoğunlaştığı tahmin edilmektedir. Öncelikli koruma alanları kuzey bölgelerde ve öncelikli restorasyon alanları ise daha güney kesimlerde lokal olarak tespit edilmiştir. Çalışma alanının kuzey ve kuzeydoğu kesimleri, gelecekte bozayı ve kızılgeyik popülasyonları arasındaki bağlantılılık için kilit alanları temsil etmektedir. Kuzeye doğru gidildikçe bağlantıların kalitesi arttığından dolayı bölgenin Batı Karadeniz popülasyonlarıyla bağlantılılık içerisinde olabileceği tahminler arasındadır. Ancak otoyol gibi birçok bariyer ögesi, çekirdek habitatlar arası geçirgenliği artırmak için yeterli düzeyde önlemin hayata geçirilmesini gerektirmektedir.

Şubat 2024, 178 sayfa

Anahtar Kelimeler: Habitat, ekolojik bağlantı, habitat parçalanmaları, ekolojik köprü, Kuzeybatı Anadolu

ABSTRACT

PhD Thesis

DETERMINATION of ECOLOGICAL CONNECTIVITY and BRIDGE LOCATIONS in
DEGRADED HABITATS: THE CASE of NORTHWESTERN ANATOLIA REGION

İbrahim AYTAŞ

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Landscape Architecture

Supervisor: Prof. Dr. M. Emin BARIŞ

The Northwest Anatolian landscape includes areas where habitat degradation is intense and threatens the extinction of wild animal species. The most important reason for this is the continuously increasing anthropogenic pressures in the region. Despite this, ecological connections can reduce the effects of habitat degradation on wildlife populations. In this study, it was aimed to determine the potential ecological connections and bridge locations that grizzly bear and red deer, selected as target species in the region, can use in transitions between core habitats. Within the scope of the research, species distribution and ecological connectivity modeling of the target species was carried out. In species distribution modelling, potential core areas were determined by processing the species' presence points and environmental variables in *SDM Toolbox v.2.5* software. Secondly, *Linkage Mapper* software based on the Circuit Theory approach was used to detect ecological connections. Landscape resistance surfaces obtained by transforming potential habitats alongside core areas were processed in the connectivity software and maps of ecological connections were produced for the two target species of the study. As a result, suitable habitat areas for grizzly bears are concentrated in the northern parts, while for red deers they are spread throughout the area. It has been determined that both species are forest-dependent species and their responses to environmental factors vary. In consequence of the ecological connectivity model, it is estimated that priority core areas and corridors are generally concentrated in the inner and northern parts of the area. Priority conservation areas have been identified locally in the northern regions and priority restoration areas in more southern locations. The northern and northeastern parts of the study area represent key areas for future ecological connectivity between grizzly bear and red deer populations. Since the quality of connections increases towards the north, it is estimated that the region may be connected to the Western Black Sea populations. However, many barrier elements such as highways require the implementation of sufficient measures to increase the permeability between core habitats.

February 2024, 178 pages

Key Words: Habitat, ecological connectivity, habitat fragmentation, ecological bridge, Northwestern Anatolia

TEŞEKKÜR

Doktora çalışmam boyunca benden yardımlarını esirgemeyen, çalışmalarımda bana yol gösteren, çok kıymetli hocam ve danışmanım Prof. Dr. M. Emin BARIŞ'a saygılarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Önerileri ile bu tez çalışmasının gelişimine katkıda bulunan sayın hocalarım Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN'a, Prof. Dr. Şükran ŞAHİN'e, Prof. Dr. Umut PEKİN TİMUR'a, Prof. Dr. Aysel USLU'ya, Arş. Gör. Dr. Ferhat BOLAT'a ve Dr. Öğr. Üyesi Sinan BULUT'a saygılarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Çalışma boyunca uzman görüşlerinden yararlandığım çok değerli Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN'a, Dr. Öğr. Üyesi Özkan EVCİN'e, Doç. Dr. Tarkan YORULMAZ'a, Doç. Dr. Kubilay TOYRAN'a, Prof. Dr. Kerim ÇİÇEK'e, Doç. Dr. Halil SÜEL'e, Doç. Dr. Yasin ÜNAL'a, Orman Mühendisi Ahmet OĞUL'a, Doğa Derneği Yöneticisi Şafak ARSLAN'a ve Dr. Öğr. Üyesi Seda BUĞDAY'a teşekkürü borç bilirim.

Hayatımın her döneminde olduğu gibi bu tez çalışması süresince de beni destekleyen, motive eden sevgili eşime ve biricik kızıma sevgi ve şükranlarımı sunarım.

İbrahim AYTAŞ
Ankara, Şubat 2024

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI	
ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	iv
KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı.....	5
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ÖZETLERİ	7
2.1 Habitat Parçalanması	7
2.2 Ekolojik Bağlantılılık.....	8
2.3 Ekolojik Ağlar	10
2.4 Morfolojik Konumsal Desen Analizi (MSPA)	15
2.5 MaxEnt'in Teorik Çerçevesi	19
2.6 Tür Dağılım Modelleri (<i>Species Distribution Model_SDM</i>).....	20
2.7 Devre Teorisi (<i>Circuit Theory</i>) Yaklaşımı	22
2.8 En Düşük Maliyetli Yol'un (<i>Least Cost Path_LCP</i>) Teorik Çerçevesi	23
2.9 Çözümlemeli Literatür Özeti	25
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	30
3.1 Materyal	30
3.2 Yöntem	34
3.2.1 Hedef (şemsiye) türlerin belirlenmesi	36
3.2.1.1 <i>Ursus arctos</i> (Bozayı).....	40
3.2.1.2 <i>Cervus elaphus</i> (Kızılgeyik)	42
3.2.2 Çekirdek alanların ve çalışma alanı sınırının belirlenmesi (MSPA Analizi)	43
3.2.3 Güncel alan kullanım haritasının oluşturulması.....	44
3.2.4 Hedef türlerin potansiyel yayılış alanlarının belirlenmesi	46
3.2.5 Habitat uygunluk alanlarının belirlenmesi.....	52
3.2.6 Peyzaj direnç haritalarının oluşturulması	52
3.2.7 Ekolojik bağlantılılık modeli.....	55
3.2.8 Ekolojik bağlantılılık planlaması.....	60
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	62
4.1 Çekirdek Alanlar ve Çalışma Alanı Sınırı (MSPA Analizi).....	62
4.2 Güncel Alan Kullanım Haritası	65
4.3 Hedef Türlerin Potansiyel Yayılış Alanları	67
4.3.1 <i>Ursus arctos</i> (Bozayı).....	67
4.3.2 <i>Cervus elaphus</i> (Kızılgeyik)	72
4.4 Habitat Uygunluk Alanları	78
4.4.1 <i>Ursus arctos</i> (Bozayı).....	78
4.4.2 <i>Cervus elaphus</i> (Kızılgeyik)	79
4.5 Peyzaj Direnç Haritaları.....	80
4.6 Ekolojik Bağlantılılık Modeli	82
4.6.1 <i>Ursus arctos</i> (Bozayı).....	82
4.6.2 <i>Cervus elaphus</i> (Kızılgeyik)	92

4.7 Ekolojik Bağlantılılık Planlaması	103
4.7.1 <i>Ursus arctos</i> (Bozayı).....	103
4.7.2 <i>Cervus elaphus</i> (Kızılgeyik)	106
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	110
5.1 Potansiyel Habitatların Dağılımı ve Etkileri	110
5.2 Çevresel Değişkenlerin Tür Dağılım Modeli Üzerindeki Etkisi	117
5.3 Potansiyel Habitatlar Arasındaki Ekolojik Bağlantılılık	120
KAYNAKLAR	143
EKLER.....	173
EK I Çalışma alanına giren meşcere tipleri ve alansal dağılımları %	173
EK II Hedef türler için uzman görüşü form örneği.....	176
ÖZGEÇMİŞ.....	177



KISALTMALAR DİZİNİ

AICc	Corrected Akaike's Criteria (Akaike Kriteri)
ASCII	American Standard Code for Information Interchange
AUC	Area Under Curve (Eğrinin Altındaki Alan)
CAV	Core Area Value (Çekirdek Alan Değeri)
CORINE	Coordination of Information on the Environment (Çevresel Bilginin Koordinasyonu)
CR	Critical (Kritik Düzeyde Tür)
CSP	Corridor Specific Priority (Spesifik Koridor Önceliği)
CSV	Comma Separated Values (Virgülle Ayrılmış Değerler)
CWD	Cost Weighted Distance (Maliyet Ağırlıklı Mesafe)
DEM	Digital Elevation Model (Sayısal Yükseklik Modeli)
DKMP	Doğa Koruma ve Milli Parklar
EN	Endangered (Nesli Tehlikedeki Tür)
EucD	Euclidean Distances (Öklid Mesafe)
FAO	Food and Agriculture Organization (Gıda ve Tarım Örgütü)
GIS	Geographic Information System/Science (Coğrafi Bilgi Sistemleri)
IUCN	International Union for Conservation of Nature (Uluslararası Doğa Koruma Birliği)
LC	Least Concern (Az Endişe Verici Tür)
LCD	Least Cost Distance (En Düşük Maliyetli Mesafe)
LCP	Least Cost Path (En Düşük Maliyetli Yol)
MaxEnt	Maximum Entropy Modelling (Maksimum Entropi Modellemesi)
MSPA	Morphological Spatial Pattern Analysis (Morfolojik Konumsal Desen Analizi)
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Normalize Edilmiş Fark Bitki Örtüsü İndeksi)
NT	Near Threatened (Yakın Tehlikede Tür)
RM	Regularization Multiplier (Düzenleme Çarpanı)
ROC	Receiver Operating Characteristic (İşlem Karakteristik Eğrisi)
SDM	Species Distribution Model (Tür Dağılım Modelleri)
TKA	Tabiatı Koruma Alanı
VU	Vulnerable (Duyarlı Tür)
YHGS	Yaban Hayatını Geliştirme Sahası

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Peyzaj bağlantılılığının temsili gösterimi	9
Şekil 2.2 Pan Avrupa Ekolojik Ağı ile Türkiye bağlantısı	11
Şekil 2.3 Ekolojik ağın bileşenleri	13
Şekil 2.4 Orman peyzajı morfolojik konumsal desen analizi örneği	16
Şekil 2.5 Ön plan bağlantılılığı örneği	18
Şekil 2.6 <i>Circuitscape</i> tarafından kullanılan veri tipinin illüstrasyonu	23
Şekil 2.7 En düşük maliyet modelinin şematik gösterimi	24
Şekil 3.1 Çalışma alanı	31
Şekil 3.2 Kuzeybatı Anadolu ulaşım ağları haritası	34
Şekil 3.3 Yöntem akış şeması	35
Şekil 3.4 <i>Ursus arctos</i> varlık haritası	41
Şekil 3.5 <i>Cervus elaphus</i> varlık haritası	43
Şekil 4.1 Morfolojik Konumsal Desen Analizi (MSPA)	63
Şekil 4.2 Çekirdek alanlar ve ekolojik sınırlar (Çalışma sınırı)	64
Şekil 4.3 Güncel alan kullanımları haritası	65
Şekil 4.4 Bozayı test verisi ROC eğri grafiği	68
Şekil 4.5 Bozayı Jackknife test grafiği	69
Şekil 4.6 Bozayı MaxEnt yayılım haritası	70
Şekil 4.7 Bozayının çevresel değişkenlere tepki grafikleri (marjinal cevaplandırıcı eğrileri) a. Bio14, b. NDVI, c. Bio15, d. Distdry, e. Eğim (derece), f. Distfrst	71
Şekil 4.8 Kızılgeyik test verisi ROC eğri grafiği	73
Şekil 4.9 Kızılgeyik Jackknife test grafiği	74
Şekil 4.10 Kızılgeyik MaxEnt yayılım haritası	75
Şekil 4.11 Kızılgeyiğin çevresel değişkenlere tepki grafikleri (marjinal cevaplandırıcı eğrileri) a. Distfrst, b. Bio18, c. Distdry, d. Distrvr, e. Hii, f. Distcore, g. Eğim (derece), h. Distrail	77
Şekil 4.12 Bozayı eşik (habitat uygunluğu) haritası	78
Şekil 4.13 Kızılgeyik eşik (habitat uygunluğu) haritası	79
Şekil 4.14 Alan kullanımlarına göre peyzaj direnç haritası	80
Şekil 4.15 Hedef türlere ait habitat uygunluklarından dönüştürülmüş peyzaj direnç haritaları (a) <i>Ursus arctos</i> , (b) <i>Cervus elaphus</i>	81
Şekil 4.16 Hedef türlere ait toplam peyzaj direnç haritaları	81
Şekil 4.17 Bozayı için en düşük maliyetli ekolojik koridorlar haritası	82
Şekil 4.18 Bozayı için koridor ve çekirdek alanların merkezilik (önem) haritası	85
Şekil 4.19 Bozayı için koridorların daralma noktası (Pinchpoint) haritası	87
Şekil 4.20 Bozayı için öncelikli koridorlar haritası	88
Şekil 4.21 Bozayı için çekirdek alanların ve ekolojik koridorların öncelik sınıfı haritaları	88
Şekil 4.22 Bozayı için potansiyel bariyer haritaları (Max ve Sum yöntemleri ile)	91
Şekil 4.23 Kızılgeyik için en düşük maliyetli ekolojik koridorlar haritası	92
Şekil 4.24 Kızılgeyik için koridor ve çekirdek alanların merkezilik (önem) haritası	95
Şekil 4.25 Kızılgeyik için koridorların daralma noktası (Pinchpoint) haritası	97
Şekil 4.26 Kızılgeyik için öncelikli koridorlar haritası	98
Şekil 4.27 Kızılgeyik için çekirdek alanların ve koridorların öncelik sınıfı haritaları	98
Şekil 4.28 Kızılgeyik için potansiyel bariyer haritaları (Max ve Sum yöntemleri ile)	102
Şekil 4.29 Bozayı için (a) Potansiyel bariyer etki bölgeleri haritası, (b) Restorasyon öncelikli alanlar haritası	103
Şekil 4.30 Bozayı için potansiyel bariyer restorasyon (%) haritaları	104
Şekil 4.31 Bozayı için öncelikli koruma ve restorasyon haritası	106
Şekil 4.32 Kızılgeyik için (a) Potansiyel bariyer etki bölgeleri haritası, (b) Restorasyon öncelikli alanlar haritası	107
Şekil 4.33 Kızılgeyik için potansiyel bariyer restorasyon (%) haritaları	107
Şekil 4.34 Kızılgeyik için öncelikli koruma ve restorasyon haritası	109
Şekil 5.1 Bozayı olası rekolonizasyon alanları haritası	111
Şekil 5.2 Bozayı için öneri ekolojik köprü yerleri haritası	122
Şekil 5.3 Kızılgeyik için öneri ekolojik köprü yerleri haritası	129

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Çözümlemeli literatür özeti.....	27
Çizelge 3.1 Çalışma alanındaki büyük gövdeli karasal memeli türleri	39
Çizelge 3.2 Seçilecek hedef tür için kriterler ve katkı faktörleri	40
Çizelge 3.3 Güncel alan kullanım tiplerinin belirlenmesinde kullanılan katmanlar.....	45
Çizelge 3.4 Modelde kullanılan değişkenler	47
Çizelge 3.5 Modelde kullanılan biyoklimatik değişkenler	48
Çizelge 3.6 Peyzaj direnç değerleri.....	53
Çizelge 4.1 Alan kullanım tiplerinin alansal dağılımları ve yüzdeleri	66
Çizelge 4.2 Bozayı için çevresel değişkenlerin MaxEnt modeline katkı yüzdeleri.....	67
Çizelge 4.3 Kızılgeyik için çevresel değişkenlerin MaxEnt modeline katkı yüzdesi	72
Çizelge 4.4 Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının karakteristiği (Bozayı).....	84
Çizelge 4.5 Çekirdek alanların merkeziliği (Bozayı)	86
Çizelge 4.6 Çekirdek alanların öncelik değerleri (Bozayı)	89
Çizelge 4.7 Peyzaj bağlantılarının öncelik değerleri (Bozayı)	90
Çizelge 4.8 Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının karakteristiği (Kızılgeyik)	93
Çizelge 4.9 Çekirdek alanların merkeziliği (Kızılgeyik).....	96
Çizelge 4.10 Çekirdek alanların öncelik değerleri (Kızılgeyik)	99
Çizelge 4.11 Peyzaj bağlantılarının öncelik değerleri (Kızılgeyik).....	100
Çizelge 4.12 Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait dağılımlar (Bozayı).....	105
Çizelge 4.13 Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait dağılımlar (Kızılgeyik)	108

1. GİRİŞ

Antropojenik etkilerle ve özellikle yerleşim ve ulaşım ağı ile habitatlar parçalanmakta ve zamanla yok olabilmektedir. Buna karşılık, habitatların parçalanması biyoçeşitliliğin yok olmasına değil, bazı durumlarda biyoçeşitliliğin gelişmesine yardımcı olmaktadır (Fahrig 2017, Fahrig vd. 2019). İnsan gelişimi ile yaban hayvanları bu etkileşime uyum sağlamıştır. Birçok yaban hayvanı sadece doğal alanları değil insan etkileşimli alanları da kullanmaktadır. Yaban hayvanları genetik aktarımını tanımlanan birçok peyzaj direncine rağmen devam ettirmektedir. Sonuçta, Türkiye’de her ne kadar habitatlar parçalansa da yaban hayvanları insanlarla çatışmayı (tarım alanlarına zarar, yaban hayatı araç çarpışması, vb.) göze alarak nesillerini sürdürebilmektedir. Karaca (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) popülasyonlarının yarı/nemli iklime sahip Karadeniz Bölgesi’nden yarı kurak iklime sahip İç Anadolu Bölgesi’ne doğru yayılışta olması iyi bir örnek olabilir (Özcan 2021a). Türkiye’nin en büyük kedisi olma özelliğine sahip olan leopar (*Panthera pardus* Linnaeus, 1758) bundan 70 yıl önce bütün Anadolu’da görülmekte iken, 1970’lerden itibaren yaklaşık 40 yıl boyunca görülmemiştir. Ana merkezi İran ve Pakistan’a doğru çekilen leopar, uygun şartlar olduğu zaman tekrar yayılmaya geçmiş ve Anadolu’ya tekrar giriş yapmıştır (Avgan vd. 2016, Toyran 2018, Karataş vd. 2021). Türkiye coğrafyasının ise zengin biyolojik çeşitliliğin kaynağı olan üç flora bölgesinin çakışma yeri olması, aynı zamanda önemli bir risk içeren hassaslaşan bir ekosistem sunmaktadır.

Bu kadar karamsar bir tablo olmasa da faunanın ve floranın geleceğinin garanti altına alınması gerekmektedir. AB ülkeleri, 1979 yılında yayınladığı Kuş Direktifinde tehlike altındaki nadir kuş türlerini korumayı, 1992 yılında yayınladığı Habitat Direktifi ile öncelikli olarak korunması gerekli habitat alanlarını ve son olarak Natura 2000 ile de bu önemli habitatların bağlantılılığını sağlamak amacıyla ekolojik ağları gündeme getirmiştir. Yayımlanan Kuş Direktifinde nadir ve tehlike altındaki kuş türlerinin olduğu alanlar Özel Koruma Sahası (Special Protected Areas_SPA) olarak ilan edilmiştir. Habitat Direktifinde ise Avrupa kıtasındaki habitat alanlarının korunması amacıyla habitat tipleri ikinci bir liste olarak eklenmiş ve öncelikli habitatlar da Korunması Gerekli Sahalar (Special Areas of Conservation_SAC) olarak ilan edilmiştir. Bu tür uluslararası

girişimler çekirdek alanların dünyadaki önemini ortaya koymuş ve kritik çekirdek habitatlara yönelimi işaret etmiştir. Habitat Direktifinin 10. başlığında; “*yaban türlerinin genetik aktarımı, göç ve coğrafik yayılımının garantiye alınmasında fonksiyonel peyzaj planlaması yardımıyla uygun ekolojik ağların geliştirilmesi*” önerilmektedir (Leitao ve Ahern 2002, Kreft ve Güngöroğlu 2018). Çalışmanın konusu olan ekolojik bağlantılılık ya da ekolojik koridorlar, son yıllarda özelde Avrupa, genelde ise dünyanın farklı coğrafyalarında doğa koruma çalışmaları kapsamında sıklıkla gündeme gelmektedir.

Ekolojik niş, türlerin ekosistem içindeki ilişkisel konumu ve rolü olarak açıklanmaktadır (Polechová ve Storch 2008) ve türlerin abiyotik ve biyotik faktörlerle etkileşimi ile karakterize edilmektedir. Bu anlamda, kuşlar için barınma ve beslenmede kullandığı habitatlar arasındaki geçişlerde doğrudan bir karasal peyzaj kullanımı söz konusu değilken, memeli türlerde ve özellikle bu çalışmadaki gibi büyük gövdeli memelilerde yüksek peyzaj direncine maruz kalabilecekleri bozulmuş ya da tahrip edilmiş karasal habitatları geçmeleri gerekmektedir. Bu peyzaj dirençleri, küçük nişli kurbağa gibi amfibi türlerin geçişlerinde bazen önemli olmayabilir fakat büyük nişli memelilerde çok yüksek dirençlerle karşılaşıldığında nesillerini tehdit eder hale gelebilmektedir (Pratumchart vd. 2019, Gámez-Brunswick ve Rojas-Soto 2020, Campos vd. 2023).

Dünyada ada biyocoğrafyası teorisi ile 1970’lerden itibaren tartışılmaya başlanan ekolojik koridorlar, ne yazık ki Türkiye’de son yirmi yıldır çalışılmaktadır. Bu konuda önemli bir çalışmayı Hepcan (2008) ile Hepcan vd. (2009) yapmış, İzmir ili için habitat uygunluklarını kullanarak ekolojik ağları planlamıştır. Doğan (2016), Malatya’da ekolojik peyzaj planlama kapsamında peyzaj bağlantılarını; Erzin (2019), Özcan ve Erzin (2020) ekolojik ağlar kapsamında Kuzey İç Anadolu Bölgesi’ndeki vaşak için kalıntı orman özelliği taşıyan yedi çekirdek alan arasındaki peyzaj koridorlarını belirlemiştir. Yine Özcan vd. (2022a), FAO projesi kapsamında Güneydoğu bozkırlarında Kum ceylanı (*Gazella marica* Thomas, 1897) için potansiyel ekolojik koridorların yerlerini ve türün karşılaşacağı büyük peyzaj dirençlerini ortaya koymuştur. Kaya Özdemirel vd. (2016) Artvin’de baraj inşaatlarının yaban hayatı hareketleri üzerindeki etkilerini, Özcan ve Aytaş (2020) ise Çankırı ilinde peyzaj dirençlerinin zamansal olarak değişimini inceleyerek karayolları ve yerleşimlerin koridorlara olan etkilerini ortaya koymuştur.

İzole olmuş veya bağlantısı azalmış olan yamalar arasında özellikle orta ve büyük memeliler için gen aktarımını, besin, su ve dağılma ihtiyacını karşılamayı garanti altına almak adına habitat yamalarının bağlantılarının sağlanması gerekmektedir. Ekolojik ağlar, peyzaj planlamasında doğal alanların ve bunların arasındaki koridorların mekânsal olarak geçişlerinin sağlanmasıyla oluşmaktadır (Bennett 1999). Ekolojik bağlantılılık; ekosistem işlevselliğinin artırılması, peyzajdaki biyoçeşitliliğin korunması, türlerin peyzaj boyunca etkili bir şekilde yayılması (yayılma alanlarının genişletilmesi), süreklilik arz eden mevsimsel göç hareketleri, popülasyonun sürekliliğinin sağlanması ve av-avcı dinamiklerinin sürdürülmesi bakımından kritik öneme sahiptir (Taylor vd. 1993, Cross vd. 2013). Bağlantılardaki kopuklukların yaban türleri için tehdit içerdiği düşünüldüğünde, çalışma alanındaki (Kuzeybatı Anadolu'daki) ekolojik peyzaj yapısı şehirleşme, yol ağları ve tarım yüzünden ciddi bir habitat parçalanmasına uğramış ve bazı habitatlar yok olmuştur (Akay vd. 2017, Cürebal vd. 2019). Örneğin, Cürebal vd.'ye (2019) göre, 1955 yılında 868 ha olan Bursa şehir merkezi, 2018 yılında 18720 ha alana ulaşmıştır. İlin toplam nüfusu 1955 yılında 598.898 iken, 2022 yılında yaklaşık 5 kat artarak 3.194.720 kişiye ulaşmıştır (TÜİK 2023). İldeki nüfus artışı, aynı zamanda ilin tarım ve turizm kenti olması gibi sebeplerden dolayı doğal peyzaja olan baskı artmaktadır. Bu baskı ile birlikte yaban hayatı ile insan arasındaki çatışmalar da artmaktadır. Bununla ilgili olarak, Demirbaş Çağlayan (2011), Uludağ'ın (milli park dâhil) yol etki zonunda (bitki ve hayvan türlerinin olumsuz etkilendiği yol zonu) bulunduğunu belirtmiştir. Çalışma alanına giren Eskişehir, Bilecik, Kütahya, Balıkesir, Sakarya, Yalova, Kocaeli illeri için de Bursa'daki peyzaj yapısına benzer şekilde, antropojenik faktörlerin doğal habitatlara olan etkisi giderek artmaktadır. Bu illerden başta Bursa olmak üzere, Eskişehir, Kütahya, Bilecik ve Yalova kent merkezleri çalışma alanı sınırları içerisine girmektedir. TÜİK raporlarına göre, 1990-2022 yılları arasındaki nüfus artışı, Bursa'da %99, Balıkesir'de %29, Bilecik'te %30, Eskişehir'de %41, Kocaeli'nde %122, Sakarya'da %58, Yalova'da %119 ve Kütahya'da ise %0,5 oranlarında gerçekleşmiştir (TÜİK 2023).

Kuzeybatı Anadolu'da (metinde genelde çalışma alanı olarak ifade edilmiştir) türlere habitat sağlayacak birçok doğal alan bulunmasına karşın, araç çarpması sonucu hayvan ölümlerine yol açabilecek ve yoğun araç trafiği nedeniyle türler için önemli bariyer

etkisine sahip İstanbul-İzmir Otoyolu, Bursa Çevre Otoyolu, Ankara-Bursa-Balıkesir Devlet Yolu, Sakarya-Kütahya-Afyon Devlet Yolu gibi habitat parçalanmalarına yol açan ve doğal alanların ekolojik bağlantısını koparan birçok ulaşım hattı bulunmaktadır. Araştırma alanında, son 20 yılda ulaşım ağlarının yoğunluğunda ciddi bir artış yaşanmaktadır. Karayolları Genel Müdürlüğü verilerine göre; Türkiye’de 2004 yılında 63.706 km olan toplam yol uzunluğu 2023 yılına gelindiğinde yaklaşık %6 artışla 67.215 km’ye yükselmiştir. 1990 yılında 241 km olan otoyol uzunluğu, 2023 yılı itibarıyla 3.633 km’ye yükselmiştir (KGM 2023). Benzer şekilde, 2004 yılında 10.236.357 olan taşıt sayısı 2023’te %160 artarak 26.640.971’e çıkmıştır (TÜİK 2023). Son 20 yıllık süreçte toplam yol uzunluğunun %6 artmasına karşın toplam taşıt sayısının astronomik olarak %160 artması karayollarındaki trafik yoğunluğunun ciddi oranda yükselmesi anlamına gelmektedir. Bu artışlar özellikle Türkiye’nin batı illerinde daha çok yaşanmaktadır. Ayrıca, karayolları üzerindeki hayvana çarpma vakalarına bakıldığında, 2004 yılında 176 vaka görülürken (TÜİK 2006), 2022 yılına gelindiğinde bu sayı yaklaşık 6 kat artarak 1011’e yükselmiştir fakat bu kazaların kaçının yaban hayvanlarıyla olduğu bilinmemektedir (TGDB 2023). Bu nedenle, özellikle yoğun kullanımlı otoyolların ve devlet yollarının her iki tarafındaki doğal habitat alanlarının bağlantısını sağlayan ve bariyer etkisini azaltan ekolojik koridorların planlanması çalışmanın odak noktasıdır. Örneğin, karacanın kentsel alanlardan ve doğrusal ulaşım altyapısından daha uzak olan alanları (Duarte vd. 2010, Acevedo vd. 2011, Torres vd. 2012) ve sığınma-geçiş hareketleri için orman yamalarına yakın bölgeleri tercih ettiğinden dolayı bu alanlardaki dirençlerde belirgin azalmalar gerçekleştiği (Acevedo vd. 2005, Mateos-Quesada 2005, Farfan vd. 2009, Pays vd. 2012) tespit edilmiştir. Bu anlamda, tez çalışmasının konusu tür hareketlerinin devamlılığı ve doğal peyzaj unsurlarının mekânsal sürekliliği açısından önemli görülmektedir.

Çalışmanın özgün değeri; (i) bölgesel ölçekteki ilk çalışmalardan biri olması, (ii) çekirdek alanların belirlenmesindeki yaklaşım, (iii) Morfolojik Konumsal Desen Analizi (Morphological Spatial Pattern Analysis_MSPA), Maksimum Entropi (MaxEnt) ve Bağlantılılık Haritalayıcısı (Linkage Mapper) olmak üzere üç sayısal aracın sistematik şekilde birlikte ele alınması, (iv) çalışmanın yönteminde MaxEnt Tür Dağılım Modellemesi ile Ekolojik Bağlantı Modeli’nin (Devre Teorisi) bütüncül olarak

değerlendirilmesi yaklaşımı, (v) buna ek olarak “Ekolojik Bağlantı Planlaması” yaklaşımının getirilmesidir. Bu bağlamda, optimal habitat yamaları arasındaki peyzaj bağlantılılığının (ekolojik koridorların) ortaya konulması çalışmayı güçlü kılmaktadır. Bu farklı metodolojik yönüyle çalışma, Türkiye’de akademik düzeyde yapılmış ilk kapsamlı çalışmadır ve gelecekteki araştırmalar için bir rehber niteliği taşımaktadır.

1.1 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Çalışma alanında orman ve mera alanları önemli bir yer kaplamakta (%73,45) ve bozayı (*Ursus arctos* Linnaeus, 1758) ile kızılgeyik (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) (çalışmadaki hedef türler) için önemli yaşam alanları sunmaktadır. Bozayı için sık kapalılığa sahip orman iç bölgelerinin, kızılgeyik için ise bu orman iç bölgelerinin yanında orman içi açıklık ve mera alanlarının son derece önemli habitat alanları olduğu bilinmektedir (Oğurlu 1996, Mol 2006, Soyumert 2010, Ambarlı 2012). Alandaki bazı kırsal bölgelerde orman ürünlerinden geçimini sağlayan orman köylerinin bulunması ve bu köy-kasaba gibi yerleşim alanlarının sık orman örtüsünün olduğu lokasyonlara yakınlığı nedeniyle bozayı ve kızılgeyik yaşam alanları giderek daralmaktadır. Ayrıca, dağlık kesimlerdeki mera ve otlaklarda yapılan hayvancılık faaliyetleri, çalışmanın bu iki hedef türünün birincil yaşam alanlarıyla kesişebilmektedir. Hayvansal ürünü en üst düzeye çıkarmak amacıyla büyükbaş ve küçükbaş sürü sayılarının arttırılması, kırsal kesimlerde yaşayanların orman ve diğer doğal kaynakların kullanımına daha fazla bağımlı olmaları gibi nedenlerle yabani yaşam alanları tahrip edilerek hedef türlere olan tehdit giderek artmıştır. Son yıllarda, kırsal ve kentsel yerleşimler arasındaki yol bağlantılarının sayıca artması, artan kereste talebini karşılamak veya yeni yerleşim bölgeleri oluşturmak adına yapılan orman kesimleri, aşırı otlatma, iklim değişikliğinin olumsuz etkileri, yol inşaatı için yapılan kazılardan kaynaklanan jeolojik rahatsızlıklar hedef türlerin habitat alanlarını daraltmanın yanında doğal peyzajlar boyunca gerçekleştirdikleri hareketleri (göç hareketi, mevsimsel hareketler, besin arama, vb.) de kısıtlamaktadır. Yaşam alanları ve hareketleri kısıtlanan bu hedef türler bazen insanlarla karşılaşır hale gelmiştir. Örneğin, Bursa kent merkezinin Uludağ’ın eteklerinden yukarıya doğru genişlemesi dolayısıyla kentin bozayının habitat alanlarına yaklaşması sonucu, son yıllarda yerel haber sitelerindeki ayı saldırılarının ya da karşılaşmaların sayısında önemli

artış yaşanmaktadır. Benzer şekilde, kızılgeyiğin yoğun olarak Eskişehir-Kütahya civarındaki tarım ve mera alanlarında görüldüğü bilinmektedir. Ayrıca, karşılaşmaların sıklaşmasında evcil hayvanların yanı sıra hedef tür sayılarındaki artışlar da etkili olmuş olabilir.

Bu çalışmanın temel amacı; yaşam alanları günden güne daralan bozayı ve kızılgeyik için potansiyel habitatın (temel niş) dağılımını ve bununla birlikte bu türlerin uzun vadede kalıcılığını sağlamak amacıyla Kuzeybatı Anadolu'daki peyzaj bağlantılarını belirlemektir. Bu kapsamda araştırmanın amaçları; i) Araştırmaya konu olan hedef türlerin potansiyel dağılım alanlarının (hedef türler için uygun habitat alanlarının) tahmin edilmesi, ii) Çekirdek alanların belirlenmesi, iii) Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının analizi, iv) Potansiyel koridorların planlanması, v) Ekolojik alt ve üst geçitlerin konumsal noktalarının belirlenmesi, vi) Ekolojik bağlantıların planlanması ve bu planlanmış bağlantıları kesen ulaşım hatları üzerindeki ekolojik köprülerin ya da geçitlerin yer seçimleri ile ilgili olarak Türkiye'de uygulanabilir bir rehberin geliştirilmesidir.

Yukarıdaki araştırma amaçları doğrultusunda, ***“Habitat parçalanmalarının yoğun şekilde görüldüğü peyzajlarda yaban hayvanlarının geçişlerini kolaylaştıran ekolojik bağlantıların planlaması nasıl olmalıdır?”*** şeklinde bir araştırma sorusu ortaya çıkmaktadır. Bu bağlamda araştırmanın aşağıdaki sorulara yanıt vermesi beklenmektedir:

1. Hedef türlerin potansiyel yaşam alanları, Kuzeybatı Anadolu peyzajı içerisinde mekânsal olarak nasıl dağılmıştır?
2. Hedef türlerin tahmin edilen yaşam alanları, türlerin çalışma alanındaki hareketliliğini sağlamak için birbirine nasıl bağlanıyor?
3. Hedef türlerin arazide uzun süre kalıcı olmasını sağlamak için nerele odaklanılmalıdır?

Araştırmanın amaçları ve araştırma soruları ışığında, çalışma sınırları içerisindeki potansiyel ekolojik bağlantılar, peyzaj planlama hedefleri doğrultusunda değerlendirilerek ortaya konulmuştur.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ÖZETLERİ

Araştırmanın bu bölümünde habitat parçalanması, ekolojik bağlantılılık, ekolojik ağ, MSPA, MaxEnt, Tür Dağılım Modelleri (Species Distribution Model_SDM), Devre Teorisi (Circuit Theory) ve En Düşük Maliyetli Yol (Least Cost Path_LCP) konularında ulusal ve uluslararası literatür taraması yapılarak teorik bilgiler değerlendirilmiştir.

2.1 Habitat Parçalanması

Habitat parçalanması "*geniş bir habitat alanının, orijinalinden farklı bir habitat matrisi tarafından birbirinden izole edilen, daha küçük toplam alana sahip çok sayıda küçük parçaya dönüştürüldüğü*" bir süreç olarak tanımlanmaktadır (Wilcove vd. 1986). Habitatlar, belirli bir organizma tarafından hayatta kalma ve üreme amacıyla işgal edilen bir alanda bulunan kaynaklar ve koşulların tümünü kapsamaktadır. Organizmalar tarafından ihtiyaç duyulan besin, su, bitki örtüsü ve tür bazındaki özel faktörler bir habitatı oluşturan temel bileşenlerdir. Habitat, tüm bu kaynakların toplamı olup bitki örtüsünden daha fazlasını ifade eden bir tanımdır (Leopold 1933, Thomas 1979). Bu nedenle, göç ve dağılıma koridorları ile hayvanların üreme dönemlerinde yaşadıkları araziler de habitatın sınırları içerisinde bulunmaktadır (Krausman 1999).

Habitat parçalanması, yamaların boyutlarının ve bunların mekânsal organizasyonunun bir ifadesi olarak ortaya çıkmıştır. Son yıllarda, farklı coğrafyalarda yaşanan habitat bozulmaları ya da kayıpları habitat parçalanmalarına yol açarak, türlerin korunmasını tehdit etmektedir. Parçalanmayla birlikte gerçekleşen tür popülasyonlarındaki izolasyon, türlerin yok olma riskini ve görülme sıklığını da artırmaktadır (Fahrig ve Merriam 1994). Parçalanma, tamamen insan kaynaklı bir süreç olmamakla birlikte bazen doğal süreçlerle de meydana gelebilmektedir (Ewers ve Didham 2006). Doğal şekilde parçalanmış habitatlar dünya genelinde çeşitli ölçeklerde ve geniş alanlara dağılmaktadır (Watson 2002). Buna örnek olarak; subalpin ve ova ortamlarının bir matrisiyle ayrılan küçük habitat adaları (Burkey 1995), karasal ve kıyı deniz habitatları ile birbirinden izole edilen nehir sistemleri (Fagan 2002) doğal olarak parçalanmış sistemlerdir. Örneğin, optimal

geyik popülasyonu için ormanlarda yaklaşık %30 orman boşluğu olması gerekir. Bu ideal orman boşluğu aynı zamanda baskın ağaçların egemenliğinin azalması ve biyoçeşitliliğin korunması için de fayda sağlamaktadır. Bununla birlikte, habitattaki parçalanmaların en önemli ve en büyük ölçekli nedeni, peyzajdaki habitat kaybı ile bağlantılı olarak görülen antropojenik baskılardır (Fahrig 2003).

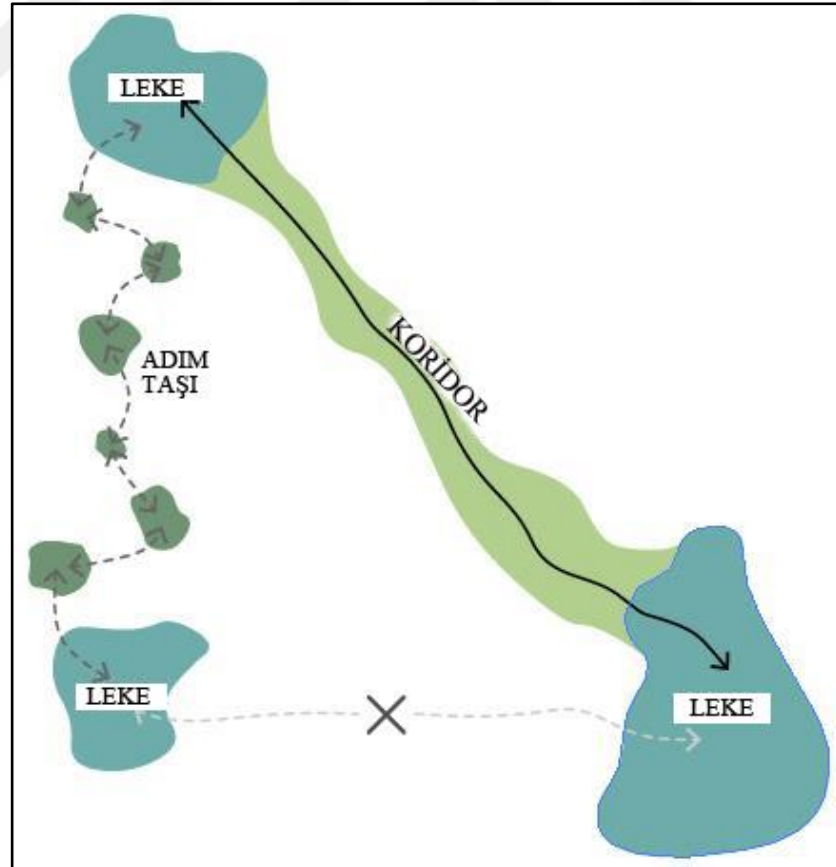
2.2 Ekolojik Bağlantılılık

Canlı organizmaların hareketleri, günlük besin arayışından (Stephens vd. 2007), yıllık göçlere (Dingle 1996) ve “bir yaşamda bir kez dağılma hareketi yapma” olaylarına (Clobert vd. 2001) kadar tüm zamansal ve mekânsal ölçeklerde meydana gelmektedir. Bu dağılma hareketlerinin başarısı, türlerin hayatta kalmasını ve bununla paralel olarak gen transferini, popülasyon dinamiklerini, türlerin dağılımını ve ekosistem işleyişini (Epps vd. 2005, Cushman ve Lewis 2010, Jeltsch vd. 2013) etkilemektedir.

Ada biyocoğrafyasına göre küçük, izole edilmiş adalar, benzer habitat tipindeki daha büyük adalara oranla daha az sayıda tür barındırır (Preston 1962, MacArthur ve Wilson 1963, 1967). Bilim insanlarının adalar ile izole habitatlar arasında benzetme yapmasının ana nedeni, rezerv alanlarında korumaya alınmış türlerin yok olma ihtimalidir. Bu tehdit türlerin küresel ölçekte ele alınmasına, koruma girişimlerine ve bunların finansmanına öncelik verilmesine (Wilson vd. 2011) ve koruma stratejilerine (Henle vd. 2013) yansımıştır. Diamond (1975) ve Wilson ve Willis (1975), doğa rezervlerini ele alarak bazı 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.

Habitat parçalılığı insan etkisiyle olmasının yanında aynı zamanda doğal bir süreçtir ve bazı akademik çalışmalarda (Fahrig 2017, Fahrig vd. 2019) biyoçeşitlilik için iyi

görülmektedir. Bireylerin yeni alanlara yayılımı bağlamında, yeterli bağlantıya sahip olan kaliteli bir ekolojik ağın sürdürülebilirliğinin sağlanması türlerin devamlılığını destekleyecektir (Şekil 2.1). Bununla birlikte, yeniden kolonizasyonun başarısı, yeni alanlara yayılım gösteren popülasyonlardaki yeterli bireyin mevcudiyetine, bunların davranışlarına, peyzajın mekânsal yapısına ve peyzaj bağlantılılığına bağlıdır. Peyzaj bağlantılarının kalitesi, çekirdek alanlar arasında türlerin hareketini kolaylaştırmak için peyzajın geçirgenliğine bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Fahrig ve Merriam 1994). Bu nedenle, Taylor vd. (1993), peyzaj bağlantılılığını “peyzajın çekirdek alanlar arasındaki tür hareketlerini kolaylaştırma veya engelleme derecesi” olarak tanımlamaktadır. Peyzaj bağlantılılığı, yayılışları peyzaj mozaïği ve kompozisyonundan etkilenen türlerin kaynak habitat lekeleri arasındaki hareket olasılığına dayalı olarak ölçülebilir. Koridor gibi yapısal bağlantılarda türlerin tanımlanmış rotalar boyunca hareket etmesi beklenirken, peyzaj dirençlerinin artması durumunda ise tür hareketliliğinin etkinliği azalmaktadır (Taylor vd. 1993, Cross vd. 2013).



Şekil 2.1 Peyzaj bağlantılılığının temsili gösterimi (Crain 2015)

Son yıllarda, bilim dünyası koruma stratejilerinde parçalanmış habitatlar arası bağlantıların kurulması yoluyla ekolojik sürdürülebilirlik konusuna odaklanmaktadır (Burkey 1989, Carroll vd. 2004, Gurrutxaga vd. 2010, Savvantoglou 2022). Eko-bölgesel peyzaj planlama, koruma stratejilerinde çeşitli peyzajlardaki ekolojik koruma bölgelerinin kapsamlı olarak bütünleştirilmesinde önemli bir rol oynamaktadır (Bennett 2004, Gurrutxaga vd. 2010). Doğa korumaya öncelik veren yaban hayatı koridoru çalışmalarının en önemli adımlarından birisi yaban yaşamını ve doğal habitat alanlarını izlemektir. Bu noktada, korumanın ilk basamağını yaban türlerinin zamansal olarak varlık durumunun etkin bir şekilde izlenmesi oluşturmaktadır (Stem vd. 2005, Long vd. 2012, Robinson vd. 2018). Koruma planlamasına veri girdisi sağlayan bir diğer bileşen ise hedef türler için uygun habitatların ve geçiş koridorlarının ortaya konmasıdır (Savvantoglou 2022).

2.3 Ekolojik Ağlar

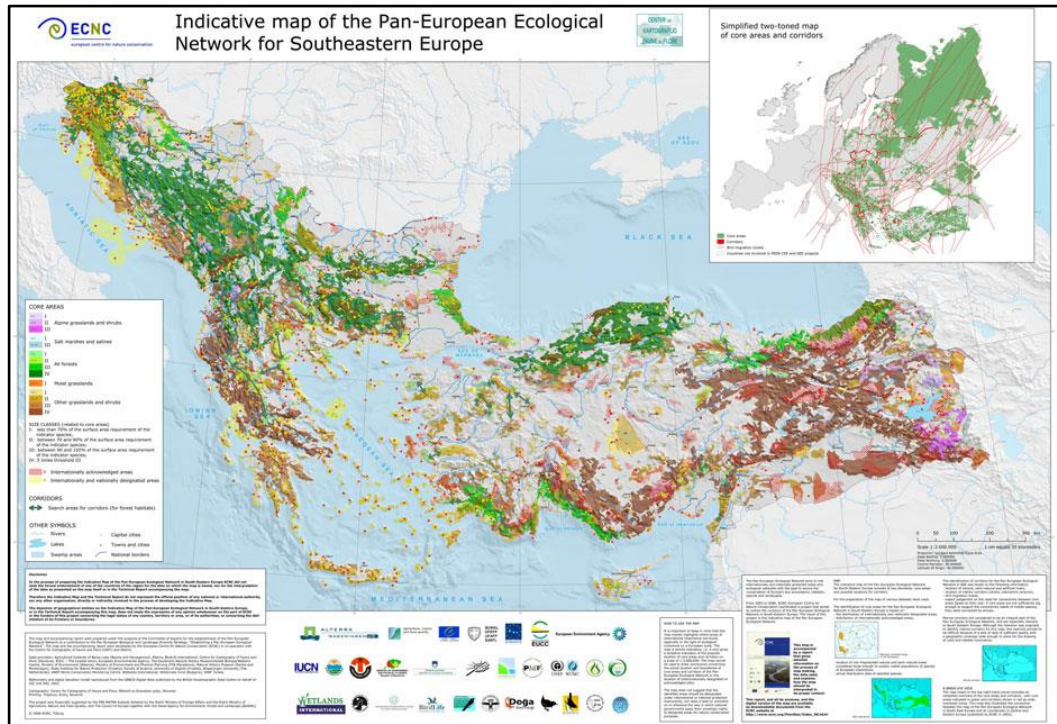
Tanımı: Terim bakımından Hollanda kökenli olan “ekolojik ağ” kavramı hakkında, 1970’li yıllardan beri, farklı tanımlamalar yapılmış ve bu kavram çeşitli araştırmacılar ile bilim enstitüleri tarafından geliştirilmiştir (Sepp vd. 2002). “Ekolojik ağ” kavramı yerine genel olarak “*doğal çerçeve (nature frame), yeşil çerçeve (green frame), yeşil altyapı (green infrastructure), ekolojik altyapı (ecological infrastructure), ekolojik yeşil yol (ecological greenways) vb.*” gibi birçok kavram kullanılmaktadır (Hepcan vd. 2005). Fakat bunlar arasında en fazla tercih edileni “ekolojik ağlar” kavramıdır (Hepcan 2008).

Ekolojik ağlar, Jongman (2004) tarafından; “*biyolojik çeşitliliği korumak ve desteklemek amacıyla, parçalanmış doğal sistemler arasında uyumlu ilişkiler oluşturan doğal rezerv sistemleri*” şeklinde tanımlanmıştır. Bouwma vd. (2003), ekolojik ağları; “*sürdürülebilir koşullarda biyolojik çeşitliliğe yönelik bir geliştirme stratejisi ve aynı zamanda mekânsal planlama sürecinde ekolojik, sosyal ve ekonomik bileşenleri dengeleyici bir araç*” olarak tanımlamıştır. Knaap (2004) ise; ekolojik ağlara daha çok mekânsal açıdan bakarak, “*bir ağın düğüm noktası (node), bağlantı (link) ve ızgara/ağ (mesh) olmak üzere üç bileşenden oluştuğunu, bu ağı tanımlayabilmek için en az üç düğüm noktasının (çekirdek) ve bu*

noktalar arasında etkileşimin sağlanması için iki bağlantının (koridorların) bulunması gerektiğini” söylemektedir.

Tipleri: Ekolojik ağ yaklaşımları, ülkelerin ya da bölgelerin coğrafi, doğal, kültürel ve sosyo-ekonomik koşullarına bağlı olarak çeşitlilik göstermekte ve bu doğrultuda geliştirilmektedir. Jongman ve Kristiansen’e (1998) göre; ekolojik ağlar, “yeşil yollar (greenways), jeo-ekolojik ağlar (geoecological networks) ve biyo-ekolojik ağlar (bioecological networks)” olmak üzere üç tiptedir (Opdam 2002, Hepcan 2008).

Yeşil yollar, yapı olarak tek başına bir açık-yeşil alan sistemi olmasının yanında, ekolojik ağ yapısı içerisindeki bir bileşen de olabilmektedir. Yeşil yollar, Amerika’nın kırsal yerleşimlerdeki insanların ulaşımını sağlamak amacıyla ortaya çıkarken; ekolojik ağlar ise, Avrupa coğrafyasındaki türlerin ve habitatların korunması yaklaşımından doğmuştur. Avrupa kıtasını kapsayan “Pan Avrupa Ekolojik Ağı” halen daha geliştirilmektedir (Şekil 2.2). Bu iki kavram, ilerleyen dönemlerde, birbirlerine yakın manada bir arada kullanılmışlardır (Jongman ve Pungetti 2004).



Şekil 2.2 Pan Avrupa Ekolojik Ağı ile Türkiye bağlantısı (Biro’ vd. 2006)

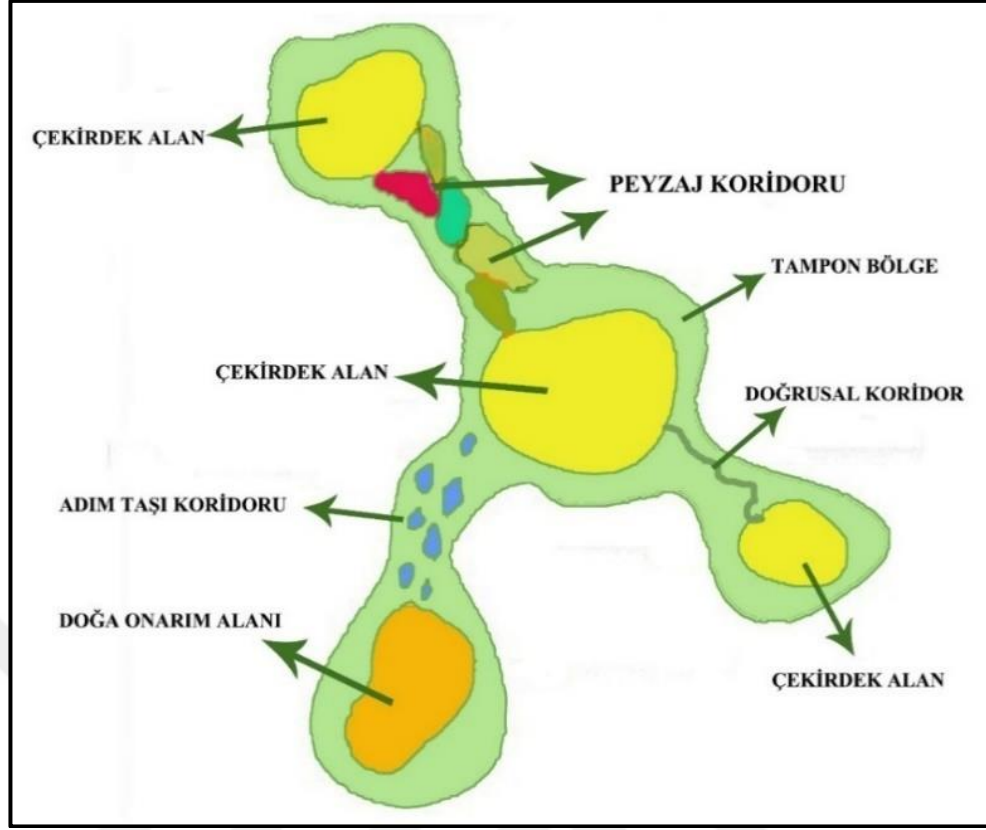
Jeo-ekolojik ağlar, özellikle Doğu Avrupa ülkelerinde uygulanmakta olup, jeo-ekolojik veriler temelinde oluşturulduğu için bu adı almıştır (Opdam 2002).

Biyo-ekolojik ağlar, Batı Avrupa, Afrika, Avustralya ve Amerika'da yaygın şekilde kullanılan bir "tür/biyolojik çeşitlilik" yaklaşımıdır. Tür çeşitliliği, bu türlerin yaşam koşulları ve yayılma mesafeleri ile ilgili detaylı bilgi ve kapsamlı araştırma gerektiren bu ağlar, popülasyon dağılımları ve süreçleri bağlamında oluşturulmaktadır (Opdam 2002, Bennett 2004).

Bileşenleri: Ekolojik ağlar, çekirdek (core) alanların ekolojik ve fiziksel bağlantılar (koridorlar) aracılığıyla bir araya getirildiği sistemlerdir. Bir ekolojik ağ sistemi; çekirdek alanlar, farklı tipteki koridorlar (peyzaj koridoru, doğrusal koridor, adım taşı koridoru, vb.), tampon bölgeler ve doğa onarım alanlarından oluşmaktadır (Bloemmen ve Van der Sluis 2004).

Bennett'e (2004) göre; bir ekolojik ağın temel bileşenleri çekirdek alanlar ve koridorlardır. Yani, bir ekolojik ağın tanımlanabilmesi için, çok sayıda çekirdek alan ve koridorun bir arada bulunması yeterlidir. Ağın mekânsal bağlantılılığını sağlayan en önemli bileşen ise koridorlardır. Buna karşın, ağ sistemi içerisinde tampon bölge ve doğa onarım alanları bulunabilir fakat bulunmak zorunda değildir (Şekil 2.3).

Çekirdek alanlar (Core areas): Önemli tür ve/veya ekosistemleri bünyesinde barındıran, türlerin habitat gereksinimlerini karşılayan ve doğa koruma yaklaşımları doğrultusunda tanımlanarak sınırları belirlenmiş alanlardır (Bloemmen ve Van der Sluis 2004). Jongman (2004), birçok Avrupa ülkesinin önemli doğa alanlarını çeşitli korunan alan sınıflandırma yaklaşımları (IUCN sınıflandırması Avrupa ülkeleri tarafından genel kabul görmektedir) çerçevesinde yasal korumaya aldığını ve bu ülkelerde korunan alanların çekirdek alan olarak kabul edildiğini ifade etmektedir.



Şekil 2.3 Ekolojik ağın bileşenleri (Bennett 2004, Hepcan 2008)

Çekirdek alanların boyutlarının tespitinde dünya çapında bir standart bulunmamakla birlikte, bu boyutlar; ekolojik özelliklere, yasal-yönetmelik duruma, ölçeğe (ulusal, bölgesel, yerel vb.) ve güdülen amaçlara göre farklılık gösterebilmektedir (Bennett 2004). Örneğin; “Estonya’nın Yeşil Ağlar projesinde, 100 km²’den daha büyük uluslararası düzeyde öneme sahip koruma alanları ile 15 km²’den büyük ulusal düzeyde öneme sahip koruma alanları çekirdek alan olarak kabul edilmiştir” (Sepp vd. 2001).

Tampon bölgeler (Buffer zones): Çolak’a (2001) ve Bouwma vd.’ne (2003) göre; “tampon bölgeler; ağın ekolojik yapısını desteklemek, arttırmak ya da ekolojik ağı etrafındaki kullanımların olumsuz etkilerinden korumak amacıyla, ekolojik ağ bileşenlerinin çevresinde oluşturulmuş, içerisinde rekreasyonel alanlara ve insan faaliyetlerine yer verilebilen peyzaj zonlarıdır. Tampon zonların genişlikleri, araştırma alanının özelliklerine bağlı olarak değişim göstermektedir (Bennett 2004). Örnek olarak; Luke vd. (2004), tampon zonlar için en uygun genişliği 250 m olarak kabul ederken,

Weber vd. (2006) ise bu genişliği 175 m olarak belirlemiştir. Hepcan (2008) çalışmasında, tampon zon genişliğini yukarıdaki iki çalışmayı baz alarak, 500 m olarak belirlemiştir. Ayrıca, yerleşim alanları, otoyol-yoğun arazi kullanımları ile çekirdek alanlar arasındaki doğal vejetasyon birimleri (maki, maki-frigana, frigana vb.), tarım alanları ve zeytinlik alanlar tampon zon içerisinde değerlendirilmiştir.

Doğa onarım alanları (Nature restoration areas): Kirlenme veya aşırı kullanımdan dolayı ekolojik açıdan tahrip olmuş fakat doğal karakteristiklerini hala muhafaza eden ekosistemler ya da peyzajlardır. Ekolojik ağın destekleyici elemanları olan bu onarım alanlarının eski doğal yapılarını kazanabilmeleri için birtakım restorasyon çalışmalarından geçmesi gerekmektedir. Bu alanlara örnek olarak; bitki örtüsü bozunuma uğramış yüksek eğimli alanlar ya da kurutulmuş sulak alanlar verilebilir (Liro 1995, Sepp vd. 2001).

Koridorlar (Corridors): Habitatlar arası “bağlantılılık” hakkındaki tartışmalar araştırmacıları sürekli olarak koridorlar üzerinde düşünmeye itmektedir. Tıpkı “bağlantılılık” kavramında olduğu gibi, korunan alan araştırmacıları ve uygulayıcıları tarafından kullanılan çok çeşitli koridor tanımlamaları bulunmaktadır (Chester ve Hilty 2009). Koridorlar, çekirdek alanları ekolojik bakımdan birbirlerine bağlayan ve genellikle doğrusal-çizgisel özellikteki peyzaj yapılarıdır. Diğer bir ifadeyle, doğal sebepler ve insan müdahalesi sonucu parçalanmış olan habitatlar arasındaki bağlantıyı hem mekânsal hem de fonksiyonel olarak sağlayan, restore eden ya da koruyan bir bağlantıdır. Bu koridorlar, tür zenginliğinin ve biyoçeşitliliğinin korunmasında önemli bir unsurdur. Tüm koridorların farklı ölçekleri bulunmaktadır, fakat hepsi parçalanmış peyzajlar boyunca görülen türlerin mekânsal bağlantısının sağlanması bakımından aynı amacı paylaşmaktadır. Örneğin; bir biyolojik koridor, diğer adıyla habitat koridoru, faunanın bir yerden başka bir yere ulaşımının yanı sıra, flora ve diğer alçak yaşam formlarına ait tohum dağılma/yayılma güzergâhlarındaki ulaşımın sağlanmasında kullanılmaktadır. Bu koridorlar her zaman tam bir devamlılık sağlamayabilirler. Ormanlar, otlaklar, sulak alanlar, mercan resifleri ve tuz bataklıklarını içeren doğal habitatlar, işletme ormanları, küçük ölçekli çiftlikler, rezerv alanları, ağaçlandırma sahaları, mera alanları gibi yarı-doğal habitatlar, tünek ağaçlar, bahçe havuzları, riparyan zonlar, akarsular, göl kıyıları ve

sahil şeridi gibi habitat parçaları koridorlar için uygun çeşitli habitat tiplerinden bazılarıdır (Boyle 2014).

Ekolojik koridorlar benzer habitatları birbirine bağlayabildiği gibi, habitat parçaları (rezervler) arasındaki canlı organizma hareketlerine de imkân sağlayabilirler. Koridorlar birbirine benzemeyen habitatları bağlayabilirler ve organizmaların bir habitattan başka bir habitata geçişine izin verebilirler. Senenin farklı zamanlarında elverişli rezervlere sahip habitatlar arasındaki mevsimsel ve göç kaynaklı hareketlere izin verebilir ya da çevre koşullarının değişimine karşılık çevresel gradyanlar boyunca kısmi popülasyon göçüne izin verebilirler. Farklı biyotaları birbirine bağlayabilirler ve biyocoğrafî bölgeler arasında türlerin uzun süreli değişimine izin verebilirler (Thomas 1991). Diamond (1975) ile Wilson ve Willis (1975), rezervlerin ekolojik koridorlar gibi davranış gösteren habitat şeritleri yoluyla birbirlerine bağlanmaları gerektiğini önermiştir.

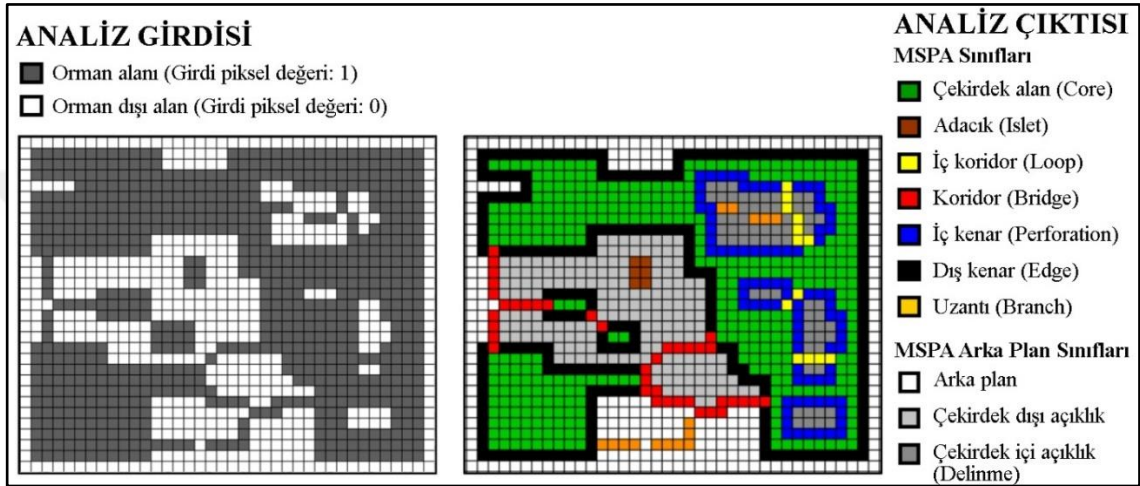
Forman ve Godron'a (1986) göre; koridorların 3 temel fonksiyona hizmet ettiği düşünülmektedir. Bunlar:

- Koridorlar su yolu olarak işlev görebilir; organizmalar bir habitat lekesinden diğerine koridorlar yoluyla geçiş yapabilirler (ör. bir orman kuşu, ormanlarla kaplı bir koridor vasıtasıyla orman karakterli bir lekeden diğerine geçebilir).
- Koridorun geçtiği matraste yaşayan organizmalar için bariyer olarak işlev görebilir (ör. tarımsal peyzajlardaki hayvancılık faaliyetleri için bariyer olarak işlev gören çitler).
- Tek başlarına habitatlar için kaynak olabilirler.

2.4 Morfolojik Konumsal Desen Analizi (MSPA)

MSPA, sayısal görüntü bileşenlerinin (orman, tarım alanı, mera vb.) konuma dayalı olarak piksel bazlı geometrisini (Şekil 2.4) ve bağlanabilirliğini tanımlayan pratik bir görüntü işleme tekniğidir (Vogt vd. 2007a, Soille ve Vogt 2009, Estreguil ve Mouton 2009, Estreguil 2014). Var-Yok verisine dayalı olarak çalışan MSPA, orman peyzajındaki

parçalanmaları morfolojik olarak analiz ederek habitat kayıplarını da ortaya koyabilmektedir (Vogt vd. 2007b). Türkiye’de hedef türler büyük oranda ormana bağlı olduğundan dolayı, bu çalışmada orman alanlarının ve dolayısıyla çekirdek alanların tespitinde MSPA analizi kritik bir görev üstlenmektedir. Çünkü MSPA analizi doğrudan orman varlığı üzerine odaklanmakta ve bu orman alanlarından çekirdek alanları ve koridorları tespit etmektedir.



Şekil 2.4 Orman peyzajı morfolojik konumsal desen analizi örneği (Soille ve Vogt 2009)

Yalnızca geometrik kavramlara dayanan bu metodoloji, herhangi bir uygulama alanında herhangi bir ölçekte ve her tür dijital görüntüye uygulanabilir. Modelde mevcut orman alanı “var” ve bunun dışındaki diğer tüm ormansız alanlar “yok” olarak kabul edilmektedir. Bu iki sınıflı harita üzerinde piksel düzeyinde bir segmentasyon gerçekleştirilerek, mevcut orman alanı görsel olarak ayırt edilen yedi MSPA sınıfına bölünmektedir. Bunlar; çekirdek alan, adacık, iç koridor, koridor, iç kenar, dış kenar ve uzantı sınıflarıdır (Soille ve Vogt 2009, Saura vd. 2011).

MSPA aşağıdaki 7 sınıfta incelenmektedir (Vogt vd. 2007b, Saura vd. 2011, Çavdar vd. 2016):

1. *Çekirdek alan (Core)*; türler için potansiyel olarak uygun olan parçalanmamış orman habitatının iç bölgesini,

2. *Adacık (Islet)*; diğer sınıflar ile bağlantılılığı bulunmayan ve çekirdek alana göre küçük boyuttaki orman alanını,
3. *Dış kenar (Edge)*; parçalanma sonucu oluşan çekirdek orman alanının dış çevresini (içerisinde orman sınırına adapte olmuş türleri ve nispeten istilacı türleri barındırabilir),
4. *İç kenar (Perforation edge)*; çekirdek orman alanının iç çevresini,
5. *Koridor (Bridge)*; iki farklı çekirdek alanı birbirine bağlayan ve hassas derecede peyzaj parçalanmasına sahip çizgisel peyzaj alanlarını,
6. *İç koridor (Loop)*; aynı çekirdek alanının içindeki geçişi sağlayan çizgisel peyzaj alanlarını,
7. *Uzantı (Branch)*; yalnızca iç-dış kenar ya da iç koridor-koridor ile bağlantısı bulunan ve yeni koridor olma potansiyeline sahip orman parçalarını temsil etmektedir.
8. *Çekirdek dışı açıklık*; orman örtüsünün bulunmadığı dıştaki açık alanları,
9. *Çekirdek içi açıklık (Perforation)*; delinme sonucu ortaya çıkan orman içi açıklıkları

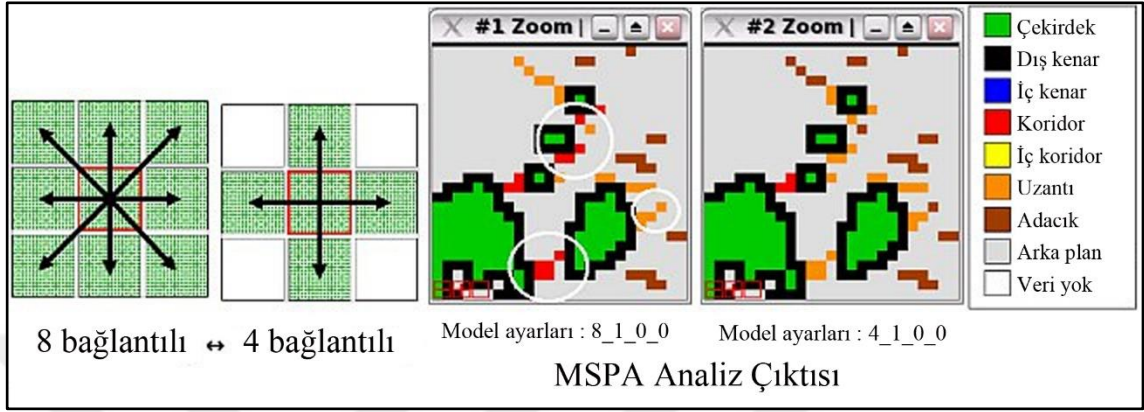
Uzamsal model analizinin sonucu, aşağıda açıklanan dört MSPA parametresinin ayarlarına bağlıdır (Soille ve Vogt 2009):

Ön plan bağlantılılığı (Foreground connectivity) (Model Opsiyonu: 8 ya da 4): Bağlantılık parametresinde, 3×3 piksellik bir set için, merkez piksel (aşağıda kırmızı ile çevrelenmiştir) bitişik komşu piksellere aşağıdakilerden birine sahip olarak bağlanır:

- a) bir piksel sınırı ve ortak bir piksel köşesi (8-bağlantılı) veya,
- b) yalnızca ortak bir piksel sınırı (4-bağlantılı).

Şekil 2.5'teki iki görüntü grubu, 8 ve 4 yönlü bağlantılılığı ve bunun MSPA segmentasyon sonuçları üzerindeki etkisini göstermektedir (Soille ve Vogt 2009). Analiz yaparken dört bağlantılı yerine sekiz bağlantılı ayarının seçilmesi Şekil 2.5'te de görüldüğü üzere çekirdek alanlar arasında daha güçlü bir bağlantı sağlamaktadır. Açık bir

şekilde, ayarlar dört bağlantılı olacak şekilde girildiğinde çıktıda adacık olarak görülen pikseller, sekiz bağlantılı analizde ise uzantı veya koridora dönüşmektedir. Ayrıca, bazı uzantılar ise koridorlara dönüşmektedir (beyaz daireler).



Şekil 2.5 Ön plan bağlantılılığı örneği (Soille ve Vogt 2009)

Kenar genişliği (Edge width) (Model Opsiyonu: 1 ve üstü): Kenar genişliği parametresi, çekirdek alanların kenar genişliğini veya kalınlığını piksel cinsinden tanımlamaktadır. Örneğin, giriş verilerinizin uzamsal çözünürlüğü 25m ise ve MSPA'da (4 piksel kalınlığında) 100 m genişliğinde bir sınır elde etmek istiyorsanız Edge width= 4'tür. Kenar genişliği değerinin artırılması, çekirdek alana rağmen çekirdek olmayan alanı artıracaktır ve desen sınıfını değiştirebilir (Soille ve Vogt 2009).

Geçiş (Transition) (Model Opsiyonu: 1; açık ya da 0; kapalı): Geçiş parametresi, bağlantı elemanlarını (koridor ve iç koridorları) çekirdek alanın içine girmiş şekilde göstermek veya iç ve dış kenarları korumak için bu geçiş piksellerini gizleyecek şekilde ayarlanabilir (Soille ve Vogt 2009).

Intext (Model Opsiyonu: 1; açık ya da 0; kapalı): Intext parametresi, yedi temel sınıfa ikinci bir sınıf katmanı eklemek için kullanılabilir. Intext açıkken (1), orman içi açıklıklardaki (çekirdek alan içindeki delinme alanları) özellik sınıflarına 100 piksel değeri daha eklenir. Böylece, çekirdek içinde kalan alanlar ile dışındaki alanlar ayrı ayrı sınıflandırılmış olmaktadır (Soille ve Vogt 2009).

2.5 MaxEnt'in Teorik Çerçevesi

MaxEnt (Maksimum Entropi), türün kaydedilen varlık noktalarındaki (konumlarındaki) çevresel koşullardan kaynaklanan kısıtlamalara bağlı olarak maksimum entropiye sahip (yani coğrafi olarak tekdüzeliğe en yakın) dağılımı bularak bir türün dağılımının (coğrafi aralıklarının) bilinmeyen coğrafi bölgelerde de tahmin edildiği sayısal bir araçtır. Bu yaklaşımda kullanılan formülasyon, parametrik üstel dağılımın olasılığını maksimuma çıkarmaya eşdeğerdir ve lojistik regresyonu kullanmaktadır (Jaynes 1957, Phillips vd. 2017). Burada, temelde “*olasılıksal belirsizliği*” ifade eden “Entropi” kavramı ön plana çıkmaktadır. Jaynes (1957), uygun olan tüm dağılımların arasından maksimum entropiye sahip dağılımın tercih edilmesi gerektiğini belirtmiştir. MaxEnt ilkesinde, sunulan kısıtlar ile tutarlılık içeren tüm dağılımların arasından maksimum belirsizliğe sahip, sunulmayan bilgiye minimal düzeyde bağlı, rastgeleliği en yüksek ve en yansız olan dağılım seçilmelidir (Kapur ve Kesevan 1992).

Türlerin maksimum potansiyel dağılımının hesaplanmasında iki adım yer almaktadır. Bunlar; (i) tüm varlık noktaları için olasılık yoğunluklarını (türe ait noktaların bulunduğu çevrenin olasılığını) hesaplamak, (ii) tüm çalışma alanı boyunca arka plan noktaları için olasılık yoğunluklarını (tür için uygun olabilecek tüm mevcut çevrenin olasılığını) makine öğrenmeye dayalı olarak hesaplamaktır. MaxEnt daha sonra bu iki olasılık değeri arasındaki oranı hesaplayarak, çalışma alanındaki her bir varlık noktası için bir türün varlığına ilişkin göreceli çevresel uygunluğu vermektedir (Elith vd. 2011, Tobgay 2019). MaxEnt, Gibbs Olasılık Dağılımlarına dayalı olarak aşağıdaki formülü kullanmaktadır.

$$q\lambda(X) = e^{\lambda \cdot f(x)} \quad (1)$$

Burada; x çalışma alanındaki pikseldir, λ katsayı vektörüdür (değişkenlerin ağırlıkları) ve f tüm değişkenlerin vektörüdür.

2.6 Tür Dağılım Modelleri (*Species Distribution Model_SDM*)

Türlerin habitat alanlarının değerlendirilmesi, ekolojik koruma için elzemdir ve bu gereklilik, tür raporlarında ve eylem planlarında CBS analizlerinin giderek daha fazla yer almasına yol açmıştır (Kaczensky vd. 2013a, Mateo Sánchez vd. 2014, Favilli vd. 2013, 2015, Savvantoglou 2022). Türler için kritik habitatların belirlenmesinin etkili bir yolu da Tür Dağılım Modelleridir. SDM, konumsal nokta verisi ile çevresel değişkenlerin arasındaki ilişkiyi olasılıksal hesaba (istatistiksel algoritma ve makine öğrenme yardımıyla) dayalı olarak analiz etmektedir (Thuiller vd. 2005, Elith vd. 2006). SDM'ler türlerin potansiyel ve gelecekteki yayılışını (tür için uygun habitat alanlarının dağılımını) tahmin eden, küresel ısınmanın türlere etkilerini analiz etmek için yaygın olarak kullanılan pratik modellerdir (Elith vd. 2010, Booth 2018, Chi vd. 2023). Küresel çapta kullanılan genelleştirilmiş doğrusal model (GLM), genelleştirilmiş güçlendirme modelleri (GBM), Rassal Orman (Random Forest) gibi birçok tür dağılım modeli bulunmasına rağmen bunlardan en çok tercih edileni Maksimum Entropi Modelidir. MaxEnt modeli, yalnızca varlık verisi ve çevresel veriler ile çalışması hem sürekli hem kategorik veriyi kullanması, az sayıda veri ile tahmin gücü yüksek çıktılar sunması gibi nedenlerle tür dağılımını haritalamak için diğer modellere göre avantaja sahiptir (Phillips vd. 2006, Baldwin 2009, Barbosa ve Schneck 2015, Li vd. 2019, Çoban vd. 2020). Ayrıca modelin diğer modellere göre doğruluk değerleri daha yüksektir (Hernandez vd. 2006, Phillips ve Dudík 2008). Bu nedenlerle çalışmada MaxEnt modeli tercih edilmiştir. Türlerin mevcut ve gelecekteki dağılımlarının tahmini (Çoban vd. 2020, Basnett vd. 2023), ekolojik niş modelleme (Pratumchart vd. 2019, Gámez-Brunswick ve Rojas-Soto 2020, Campos vd. 2023), uygun habitat alanlarının belirlenmesi (Ahmadipari vd. 2021, Martínez-Sifuentes vd. 2022, Savvantoglou 2022), ağaçlandırma alanlarının belirlenmesi (Yi vd. 2022), istilacı türlerin değerlendirilmesi (Aidoo vd. 2022) MaxEnt modelinin kullanıldığı araştırma konularından bazılarıdır. SDM için farklı yazılımlar bulunsa da bunlardan en popülerleri makine öğrenme ve maksimum entropi ilkesine dayanan *MaxEnt* (Phillips vd. 2006, Phillips ve Dudík 2008) yazılımıdır.

Ekolojik niş modellemesi (ENM_SDM ile eş anlamlı olarak kullanılmaktadır), bir türün ekolojik gereksinimlerini karşılayan ve habitatın göreceli uygunluğunu tahmin eden

çevresel koşulların bağıntılı bir modelini oluşturmak için varlık verilerini çevresel verilerle birlikte kullanan bir yöntemler sınıfıdır. ENM'ler çoğunlukla dört farklı şekilde kullanılmaktadır. Bunlar (Warren ve Seifert 2011):

- Türün işgal ettiği bilinen habitatın göreceli uygunluğunu tahmin etmek
- Türün işgal ettiği bilinmeyen coğrafi alanlardaki habitatın göreceli uygunluğunu tahmin etmek
- Çevresel değişime yönelik belirli bir senaryo verildiğinde, habitatın uygunluğunda zaman içinde meydana gelen değişiklikleri tahmin etmek
- Türlerin nişine ilişkin tahminler yapmak.

SDM'lerin temel girdilerinden biri olan varlık verileri aynı zamanda türlerin küresel koordinat sistemindeki coğrafi konumlarını ifade etmektedir. Varlık verilerinin yanında hem varlık hem de yokluk verilerinin kullanıldığı modeller bulunmaktadır. Ancak yokluk verilerinin toplanmasının zaman alıcı olması ve bazı türler için yanıltıcı olması nedeniyle sadece varlık verisini kullanan modeller sıklıkla tercih edilmektedir. Elith vd. (2006), sadece varlık verisi kullanan modeller ile varlık-yokluk verisi kullanan modelleri karşılaştırmış ve bunun için dünyanın 6 bölgesinden 226 türü çalışmaya dahil etmiştir. Bunun sonucunda yalnızca varlık verisi kullanan modellerin tahmin gücünün daha yüksek olduğu sonucuna varmıştır. Varlık verilerinin yanında, modellerde maksimum sıcaklık, minimum sıcaklık, bağıl nem, yağış gibi çevresel değişkenler kullanılmaktadır.

SDM'lerdeki temel amaç alandaki her bir pikselin söz konusu hedef türün ekolojik gereksinimlerini karşılama olasılığını analiz etmektir (Anderson ve Gonzalez 2011). Bu modellerden elde edilen çıktılar doğa koruma çalışmalarının yürütüleceği odakların ve özellikle yaban hayvanlarının yiyecek ve eş aramak için seyrek kullandığı fakat uzun vadede hayatta kalabilmesini sağlayan koridor ve adım taşlarının (step stone) belirlenmesinde son derece önemli olmaktadır (Correa Ayram vd. 2016, Schaffer-Smith vd. 2016). Ek olarak, SDM'ler nadir türlere ve henüz çalışılmamış ya da türün henüz barınmadığı habitatlara daha geniş bir perspektiften bakılmasını sağlayarak potansiyel bağlantı ve yeniden kolonileşme alanlarının tahmininde önemli bir yapı taşı olarak

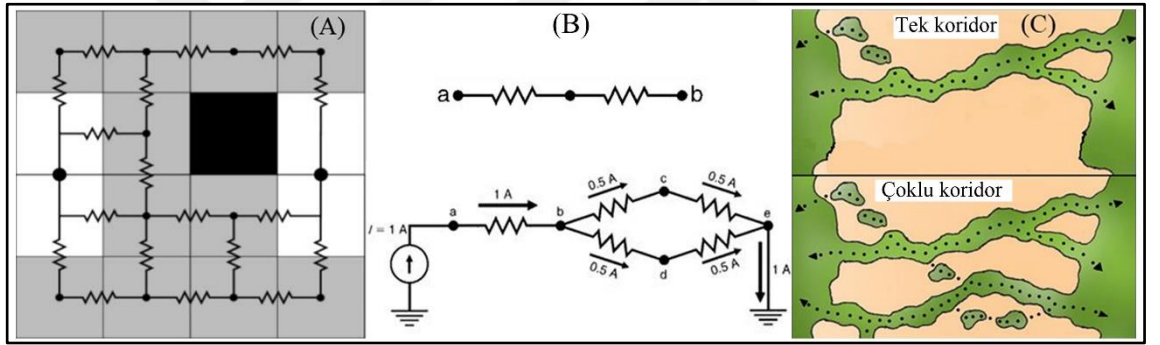
görülmektedir (Majka vd. 2007). Uzaktan algılama teknolojisi ve mekânsal analiz yazılımlarındaki gelişmeler tür dağılım modelleme çalışmalarını popüler bir hale getirmiştir (Elith ve Graham 2009, Araújo vd. 2019). Dünya genelinde türlerin dağılımını ve habitat uygunluğunu (ör. *MaxEnt*, *ArcGIS Pro*, *CorridorDesigner*, *ENMeval in R*) ve yaban hayatı koridorlarını (ör. *The Circuitscape Project*, *CorridorDesigner*, *Life Mapper*, *Conefor*, *Unicor*) modelleyen açık erişimli yazılımlar bulunmaktadır (Correa Ayram vd. 2016).

2.7 Devre Teorisi (*Circuit Theory*) Yaklaşımı

Devre tasarımı, heterojen peyzajdaki bağlantı, elektrik devre teorisi kullanılarak modellenmektedir. İki elektrik düğümü arasındaki elektriksel bağlantıda, tek veya dar iletkenlere göre birden fazla veya daha geniş iletkenler aracılığıyla daha fazla akım akışının meydana geldiği bilinmektedir. Benzer şekilde, habitat parçalarını birbirine bağlayan çok sayıda ve daha geniş (tek sayıda ve dar koridor yerine) olan koridorlar sayesinde, yaban hayvanlarının habitat lekeleri arasında arazide alternatifli olarak daha fazla ve kolayca hareket etmeleri sağlanmaktadır. Bu kavramsal benzerlik, ekolojik problemin üstesinden gelmek için devre teorisinin (*Circuitscape*) uygulanmasına olanak tanımaktadır (Şekil 2.6B ve C). Bu yöntem, düğümler boyunca yaban türlerinin hareket olasılıklarını tahmin ederek, akım yoğunluğunun yüksek değere sahip olduğu peyzaj koridorlarını veya "daralma noktalarını", diğer bir ifadeyle, yaban türlerinin içinden geçme olasılığının (veya gerekliliğinin) yüksek olduğu peyzaj bağlantılarını belirlemek için kullanılmaktadır. Devre tasarımı peyzaj matrisi, türlerin hareketini daha yüksek geçirgenlikle kolaylaştıran düşük peyzaj direnç değerleri ve tür hareketlerine karşı bariyer etkisi gösteren yüksek direnç değerlerinin atanması ile birlikte iletken raster yüzeyi olarak işlev görmeye başlamaktadır. Yaban türlerinin hareketi ve arazi boyunca genetik dağılımları, arazi boyunca hesaplanan akım akış yoğunluğu ve etkili dirençlerden yorumlanabilmektedir (Şekil 2.6A). Devre Teorisi Modelinde iki farklı veri girişinden bahsedilebilir. Bunlardan birincisi, hedef türlerin yaşamını devam ettirdiği çekirdek alanların vektör verisi, ikincisi ise türlerin geçişini engelleyen veya izin veren peyzaj direnç yüzeylerinin raster verisidir (McRae vd. 2008). Direnç yüzeyleri, yaban hayvanı türlerinin peyzajdaki hareketlerini modellemek, ekolojik bağlantıları belirlemek, doğa

korum için kritik öneme sahip çekirdek alanları tespit etmek gibi çeşitli amaçlar için kullanılabilir. Bu nedenle, direnç yüzeyleri en düşük maliyetli koridor modellemeye önemli bir basamağı oluşturmaktadır. Arazi yüzeyindeki direnç değerleri üst değerlere yaklaştıkça, yaban hayvanlarının o arazide hareket etme durumu o kadar zor hale gelmektedir. Türlerin hareketini (dolaşımını) engelleyen bitki örtüsü, topografya, insan baskısı (yerleşim, yollar, tarım alanları, vb.) gibi birçok çevresel faktörün bir araya getirilip yorumlanmasıyla direnç yüzeyleri elde edilebilmektedir (Beier vd. 2008, Zeller vd. 2012, Uzun 2023).

Habitat uygunluk değerleri ise peyzaj direnç değerlerinin tersidir ve toplamaları 1'e eşittir. Dolayısıyla direnç değerlerindeki azalış türün habitat uygunluğunda eşit oranda artışa yol açacaktır.

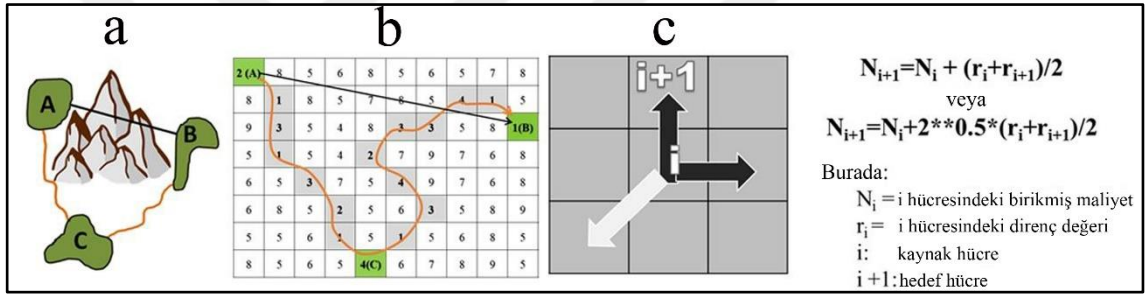


Şekil 2.6 *Circuitscape* tarafından kullanılan veri tipinin illüstrasyonu (McRae vd. 2008)

2.8 En Düşük Maliyetli Yol'un (*Least Cost Path_LCP*) Teorik Çerçevesi

En düşük maliyetli yol (LCP), ekolojide peyzaj bağlantılılığını incelemek için sıklıkla kullanılan araçlardan biridir. LCP, dirence bağlı maliyet yüzeyi tarafından temsil edilen peyzajlar boyunca kat edilen mesafeye paralel olarak maliyet fonksiyonunu sisteme entegre ederek, çekirdek alan çiftleri arasındaki bağlantılılığın ölçüsünü sağlamaktadır. Maliyet, türlerin bir noktadan başka bir noktaya katettikleri mesafelerdeki karşılaştıkları peyzaj dirençlerinin sayısal bir ifadesidir (Şekil 2.7). Maliyeti daha yüksek olan hücreler, türün arazideki hareketini engelleyen faktörleri temsil etmektedir. LCP, iki nokta arasındaki Öklid mesafesinden daha ikna edici olarak, peyzajdaki en konforlu (az eforlu)

seyahat rotasını belirlemek için bu noktalar arasındaki en düşük dirençlere sahip yüzeylerin yakınlığının hesaba katılmasıyla oluşturulan en kestirme güzergahı ifade etmektedir. Diğer bir ifadeyle, peyzajın farklı kısımlarını geçmeyle ilgili birim mesafe başına maliyet, bir maliyet yüzeyi içindeki değerlerle temsil edilmektedir. Maliyet ve kat edilen mesafenin çarpımı ise birikmiş maliyetle sonuçlanmaktadır. En düşük maliyetli yol basit bir algoritma ile çalışmaktadır. Şekil 2.7c’de görüldüğü üzere, peyzajdaki N_i hücresinden N_{i+1} hücresine herhangi bir hareket için, N_i hücresine kadar olan ulaşma maliyeti ve N_i ile N_{i+1} hücresinden geçmenin ortalama maliyeti kümülatif bir maliyet oluşturmaktadır. Hücreler arasındaki çapraz hareket sırasında ise kat edilen mesafe daha uzun olacağından, maliyet 2’nin karekökü ile çarpılarak telafi edilmektedir (Adriaensen vd. 2003, Etherington ve Holland 2013, Etherington 2016).



Şekil 2.7 En düşük maliyet modelinin şematik gösterimi a) LCP’nin mekansal senaryosu, b) Bu senaryonun raster maliyet yüzeyi gösterimi (a ve b temsili gösterimlerindeki A noktasından B noktasına seyahat etmek için çizilen düz siyah çizgi maliyeti dikkate almayan Öklid mesafesini, kıvrımlı turuncu çizgi daha düşük direnç değerleriyle biriken maliyeti dikkate alan en düşük maliyetli yolu temsil etmektedir.), c) LCP’nin formülasyonu (Adriaensen vd. 2003)

Linkage Mapper (McRae ve Kavanagh 2011), Devre Teorisi’ni kullanarak çekirdek alanlar arasındaki ekolojik bağlantıları haritalamada kullanılan açık erişimli bir yazılımdır. Yazılım, arazideki peyzaj direnç yüzeylerini ve çekirdek habitatı girdi dosyaları olarak kullanarak, çekirdek habitat çiftleri arasındaki en düşük maliyetli koridorları haritalamak için yürütülen bir ekolojik bağlantılılık aracıdır. *Linkage Mapper*, bitişik çekirdek habitat alanlarını tanımlamanın yanında, mesafe ve bitişiklik verilerini kullanarak bir çekirdek habitat alanları ağı oluşturmaktadır.

2.9 Çözümlemeli Literatür Özeti

Alan sınırları dahilinde herhangi bir ekolojik bağlantılılık çalışmasına rastlanılmamıştır. Fakat, Kalleci (2023) ve Uzun (2023) çalışmalarında Kastamonu ve Ilgaz ormanlarında bu tez çalışmasının metodolojisine benzer şekilde belirledikleri hedef türler (büyük memelilerden bazıları) için habitat uygunluklarını ve ekolojik koridorları *MaxEnt* ve *Linkage Mapper* yazılımlarını kullanarak tespit etmiştir. *MaxEnt* modelinden farklı olarak Biro' vd. (2006) ile Hepcan (2008), Türkiye'deki öncül ekolojik koridor çalışmalarını yapmıştır. Hepcan (2008), İzmir ili için habitat uygunluklarını kullanarak ekolojik ağları planlamıştır. Çalışmasında Kernel yoğunluk analizi yaparak vejetasyon, yol ve nüfus yoğunluklarını hesaplamış ve katmanları üretmiştir. Mesafe analizlerini yaparak göl, akarsu, yerleşim, arazi kullanımları ve otoyollara olan mesafeleri hesaplamış ve katmanları üretmiştir. Ürettiği bu katmanların yanında arazi kullanımları, hayvan ve bitki varlığı, koruma alanları katmanlarını da kullanarak her bir katmana atadığı indis değerleriyle birlikte üst üste bindirme tekniği sonucunda önemli çekirdek alanları belirlemiştir. Sonrasında, direnç yüzeylerini belirlemek için aynı katmanlara ikinci bir indis ataması yaparak yüzeyleri oluşturmuştur. Elde ettiği çekirdek alan ve direnç yüzeylerini *ArcGIS* programı üzerindeki "*Least Cost Path*" eklentisini kullanarak en düşük maliyetli yolları dolayısıyla en uygun koridorları saptamış ve önerilerde bulunmuştur. Doğan (2016), Malatya'da ekolojik peyzaj planlama kapsamında peyzaj bağlantılarını belirlemiştir. Peyzajın habitat, hidrolojik yapı, önemli doğal lekeler, geçirimsizlik, flora, fauna ve iklim değişkenlerini ele alarak hedef türler için hassas alanları (çekirdek alan) peyzaj metrikleri yardımıyla belirlemiştir. Sonrasında, CORINE alan kullanımlarını ve karayoluna-demiryoluna yakınlığı kullanarak insan etki indeksiyle direnç yüzeylerini üretmiştir. Ekolojik bağlantıların belirlenmesinde ise *Linkage Mapper* yazılımını kullanarak ürettiği hassas çekirdek alanlar ve direnç yüzeyleriyle bir koridor çalışması yapmıştır. Tezel (2018), Kernel çekirdek yoğunluk analizi ile Antalya'da ekolojik koridorlar önermiştir. Erzin (2019) ile Özcan ve Erzin (2020), ekolojik ağlar kapsamında Kuzey İç Anadolu Bölgesi'ndeki vaşak için kalıntı orman özelliği taşıyan yedi çekirdek alan arasındaki peyzaj koridorlarını belirlemiştir. Bölgede hedef tür olarak seçtiği vaşakın referans noktalarını literatür ve DKMP envanteri üzerinden belirlemiş ve tür için önemli çekirdek alanları seçmiştir. Arazi kullanımları (orman, mera, yerleşim

vb.), yollar (trafik hacmi_taşıt/gün) ve akarsular (genişlik sınıflaması) üzerinden direnç değerlerini atamıştır. Alt sınıflara atadığı direnç değerlerini hedef türle ilgili literatür ve uzman değerlendirmesiyle uyarlayarak gerçekleştirmiştir. Sonrasında, belirlediği çekirdek alanlar ve peyzaj direnci katmanları üzerinden *ArcGIS* programı üzerindeki “*Cost Distance*” eklentisini kullanarak en düşük maliyetli yolları dolayısıyla en uygun koridorları saptamıştır. Özcan ve Aytaş (2020), Çankırı ilinde hedef tür olarak belirlediği karacanın potansiyel çekirdek alanlarını belirlemiş ve peyzaj dirençlerini atadığı katsayılarla belirlemiştir. Bunun sonucunda, il genelinde karaca için potansiyel ekolojik koridorları tayin etmiştir. Ayrıca, peyzaj dirençlerinin zamansal olarak nasıl değiştiğini incelemiş ve önerilerde bulunmuştur. Özcan (2021b) ise hedef tür olarak seçtiği yaban domuzu için arazi kullanımları (orman, mera, yerleşim vb.), yollar (trafik hacmi_taşıt/gün) ve akarsular (genişlik sınıflaması) üzerinden habitat uygunluk puan ataması yaparak bir uygunluk katmanı oluşturmuştur. Çekirdek alan belirlemede meşcere haritalarını kullanarak 2.500 hektarın üzerindeki alanları saptamış ve bu katmanı habitat uygunluk katmanı ile birlikte *Circuitscape* yazılımını kullanarak işletmiştir. Bunun sonucunda en düşük maliyetli koridorları saptamış ve önerilerde bulunmuştur. Yine Özcan vd. (2022a), FAO projesi kapsamında Güneydoğu bozkırlarında Kum ceylanı (*Gazella marica*) için potansiyel ekolojik koridorların yerlerini ve türün karşılaşacağı büyük peyzaj dirençlerini aynı metotlarla (Least cost) ortaya koymuştur. Verilen literatürün Kalleci (2023) ve Uzun'un (2023) çalışmaları hariç hiçbirinde bu tez çalışmasında olduğu gibi bir MaxEnt tür dağılım modeli – Linkage Mapper koridor modeli kombinasyonu kullanılmamıştır.

Çalışmada sıklıkla faydalanılan kaynaklar Çizelge 2.1’de çözümlemeli literatür özet tabloları şeklinde verilmiştir.

Çizelge 2.1 Çözümlemeli literatür özeti

Favilli (2013, 2015) “The BioREGIO Carpathians project: aims, methodology and results from the “Continuity and Connectivity” analysis”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
Tür dağılım modellemesi kullanılarak habitat uygunluk analizi yapıldı. Varlık verileri ve çevresel değişkenler kullanılarak <i>ArcGIS</i> programındaki <i>Corridor Design</i> paketi kullanıldı ve bozayının mekânsal dağılımları ve koridorları tahmin edildi. Uzman değerlendirmesiyle çalışılan 7 memeli tür için ayrı ayrı habitat uygunluk ağırlıkları atandı. Habitat uygunlukları 4 sınıfta ele alındı ve her bir tür için atanan ideal büyüklükte çekirdek alanlarla birleştirildi. Habitat uygunluğu %50 ve %75’in üstündeki alanlar değerlendirmeye alındı. <i>Linkage Mapper</i> yazılımı kullanılarak en düşük maliyetli yollar bulundu.	Yükseklik Topografik Pozisyon İndeksi Arazi örtüsü Yerleşime uzaklık Yollara uzaklık	Çalışma Karpatlar’da hem türün yayılışlarının hem de türün yaşadığı habitatlar arası bağlantılılık analizinin yapılarak birlikte incelendiği nadir çalışmalardan biridir.	Genellikle korunan alanlardaki dağ peyzajlarında uygun habitatlar bulundu ve alanın geneline yayılmıştı. Belirlenen uygunluk haritaları türlerin varlığının yüksek olasılıkla beklendiği varsayılan çekirdek alanı tanımladı. Model doğruluğunda saha ziyaretlerinin pratik çözümler sunduğu belirlendi. Her tür için En Düşük Maliyetli Yolların insan altyapılarıyla (çoğunlukla yollar) görsel olarak kesiştiği belirlendi ve bariyer alanları tespit edildi.
Almasieh vd. (2019) “Habitat suitability and connectivity for the brown bear (<i>Ursus arctos</i>) along the Iran-Iraq border”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
Tür dağılım modellemesi kullanılarak bozayı için habitat uygunluk analizi yapıldı. Varlık verileri ve çevresel değişkenlerin analize sokulduğu <i>MaxEnt</i> yazılımı kullanıldı ve bozayının mekânsal dağılımları tahmin edildi. Belirlenen potansiyel habitatlar elektrik devre teorisini temel alan <i>Circuitscape</i> yazılımında odak düğümler (focal nodes) olarak kullanıldı. Direnç yüzeyleri için bu habitatların tersi alındı ve bağlantılılık modeline dahil edildi.	Yükseklik Eğim (%) Karışık ormanlara ve meralara uzaklık Karışık tarım alanlarına uzaklık Akarsuya uzaklık Yollara uzaklık Köye uzaklık	Çalışma İran’da hem türün yayılışlarının hem de türün yaşadığı habitatlar arası bağlantılılık analizinin yapılarak birlikte incelendiği önemli çalışmalardan biridir.	Bozayının habitat modellemesinde sırasıyla köylerden uzaklık, yükselti, eğim ve yollardan uzaklık en önemli değişkenler olarak bulundu. Toplamda, çalışma alanının yaklaşık %12’sini kaplayan 33 habitat alanı belirlendi. Bağlantı sonuçları, İran bölümündeki habitat parçaları arasında yüksek bağlantı olduğunu ortaya koyarken, Irak bölümünde İran-Irak sınırına yakın bölgelerde yalnızca düşük bağlantılar gözlemlendi.

Çizelge 2.1 Çözümlemeli literatür özeti (devam)

Tobgay (2019) “Study potential habitat distribution of red panda <i>Ailurus F. fulgens</i> and their connectivity in Sakteng Wildlife Sanctuary using Maxent and Linkage Mapper”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
İki farklı iklim projeksiyonu kullanılarak nesli tehlike altındaki kırmızı pandanın mevcut ve gelecekteki tür dağılımları haritalandı. Varlık verileri ve çevresel değişkenler kullanılarak <i>MaxEnt</i> yazılımında kırmızı pandanın potansiyel uygun habitatları tahmin edildi. Sürekli değişken özelliği gösteren habitat uygunluk katmanından ikili uygunluk katmanı üretildi ve içinden uygun habitatlar çekirdek alan olarak seçildi. Dönüşüm formülü kullanılarak sürekli habitat uygunluk katmanı direnç yüzeylerine dönüştürüldü ve uzman görüşleriyle bu direnç yüzeyleri geliştirildi. Çekirdek alan ve direnç yüzeyleri katmanlarını <i>Linkage Mapper</i> yazılımını kullanarak analize sokuldu ve en az maliyetli yollar, koridor daralma bölgeleri ve koridor ve çekirdek alan merkezilik skorları saptandı.	Eğim (derece) Bakı Biyoklimatik değişkenler (Bio1-19) Gelecek projeksiyon katmanları	Çalışma Butan habitatlarında hem türün yayılışlarının hem de türün yaşadığı habitatlar arası bağlantılılık analizinin yapılarak gelecek projeksiyonlarıyla birlikte incelendiği ve tartışıldığı nadir çalışmalardan biridir.	Tahmin edilen toplam habitatın %75'inden fazlası, antropojenik rahatsızlık olasılığının nispeten yüksek olduğu belirlenmiş çekirdek bölgelerinin dışında kaldı. İklim değişikliğiyle birlikte kırmızı pandaların uygun yaşam alanlarının göreceli olarak daha yüksek rakımlara doğru genişleyeceği öngörüldü. İklim değişikliğinin habitat parçalanmalarının (yaklaşık %13'e kadar) ve bağlantıların (yaklaşık %29'a kadar) sayısını artıracığı ve tahmin edilen bağlantının kalitesi ve işlevselliği üzerinde iklim değişikliğinin çok fazla bir etkisinin olmayacağı saptandı.
Mohammadi vd. (2021) “Identifying priority core habitats and corridors for effective conservation of brown bears in Iran”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
<i>R</i> yazılımında <i>Random Forest</i> kullanılarak bozayı için habitat uygunluk analizi yapıldı. Belirlenen uygunluk katmanından dönüşüm formülüyle direnç yüzeyleri üretildi. <i>UNICOR</i> ve <i>FRAGSTAT</i> yazılımlarının kombinasyonu ile birlikte bağlantılılık indeksleri ve parçalanma metrikleriyle alandaki ekolojik bağlantılılıklar ortaya konuldu.	Eğim Yüzey pürüzlülüğü Arazi örtüsü NDVI (Norm. bitki ört. indeksi) Akarsuya uzaklık İnsan etkisi indeksi verisi Biyoklimatik değişkenler (Bio1-19)	Çalışma İran'da hem türün yayılışlarının hem de türün yaşadığı habitatlar arası bağlantılılık analizinin yapılarak birlikte incelendiği önemli çalışmalardan biridir.	Orman yoğunluğunun, topografik pürüzlülüğün, NDVI'nın ve insan ayak izinin bozayı dağılımını tahmin etmede en etkili değişkenler olduğu tespit edildi. Bozayı için en önemli çekirdek alanların ve koridor ağlarının Alborz ve Zagros Dağları'nda yoğunlaştığı bulundu. Koridorlar ve çekirdek yaşam alanları ile korunan alanlar arasında düşük düzeyde örtüşme bulundu. Mevcut korunan alan ağının İran'daki bozayıların korunması için yeterli olamayabileceği öngörüldü.

Çizelge 2.1 Çözümlemeli literatür özeti (devam)

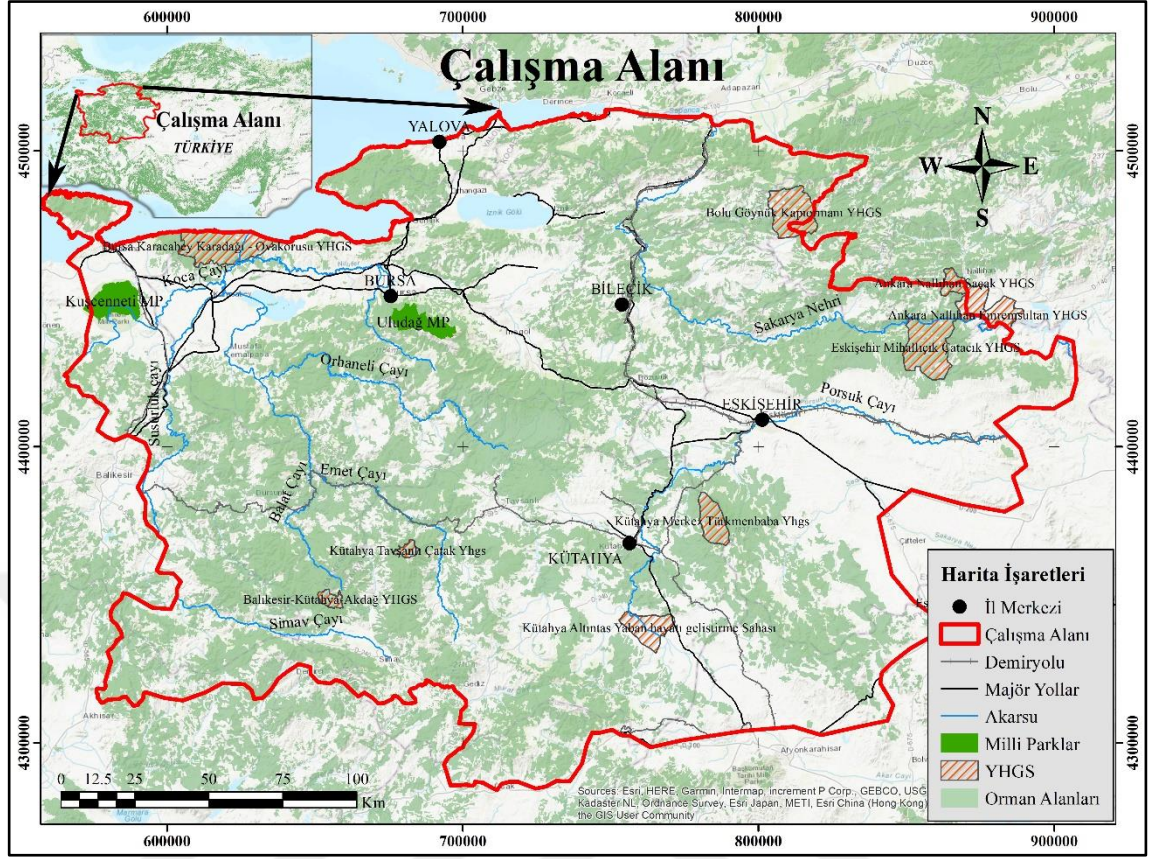
Savvantoglou (2022) “Survey tools to predict and monitor the presence of brown bears (<i>Ursus arctos</i>) in Greece: a case study integrating spatial analysis and invertebrate-derived DNA”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
Tür dağılım modellemesi kullanılarak habitat uygunluk analizi yapıldı. Varlık verileri ve çevresel değişkenler kullanılarak R programındaki <i>ENMeval</i> paketi kullanıldı ve bozayının mekânsal dağılımları tahmin edildi. Geliştirilen 3 farklı modelde habitat uygunluğu %50’nin üstündeki alanlar değerlendirmeye alındı.	Yükseklik Eğim Arazi örtüsü Yerleşime uzaklık Yollara uzaklık	Çalışma sahip olduğu metodolojiyle ve ölçeğinin genişliğiyle Yunanistan peyzajında türün genetik özellikleri ile yayılışlarının birleştirildiği nadir çalışmalardan biridir.	Denenen modellerin en başarılısı tüm değişkenlerin analize sokulduğu modelde bulundu. Alanın geneline yayılan fazlaca uygun habitat alanı tespit edildi. Ayrıca sonuçların IUCN yayınlılarıyla örtüştüğünü de tespit edildi.
Kalleci (2023) “Kastamonu Ilgaz Dağı Yaban Hayatı Geliştirme Sahası ve Gavurdağı Yaban Hayatı Geliştirme Sahası arasındaki yaban hayatı ekolojik koridorlarının belirlenmesi”			
Yöntem	Değişkenler	Yazar Değerlendirmesi	Bulgular
Ilgaz Dağı YHGS ve Gavurdağı YHGS’de hedef türler olarak; ayı, karaca, kızılgeyik, kurt ve yaban domuzu seçildi. Bu iki koruma alanı birer çekirdek alan olarak seçildi. Tür dağılım modellemesi için <i>MaxEnt</i> yazılımı kullanıldı. İki çekirdek alan ve çevresel değişkenler modele sokularak hedef türlere ilişkin habitat uygunluk analizi yapıldı. Belirlenen potansiyel habitatlar ise elektrik devre teorisini temel alan <i>Linkage Mapper</i> yazılımında odak düğümler (focal nodes) olarak kullanıldı. Uygun habitatlar direnç yüzeylerine dönüştürüldü ve bağlantılar belirlendi. Bağlantılılık modelinde en düşük maliyetli yollar ve daralma bölgeleri de belirlendi.	Yükselti Eğim Bakı Meşcere Kapalılık Solar radyasyon indeksi Gölgelenme indeksi Pürüzlülük indeksi Yola uzaklık Suya uzaklık	Çalışma Türkiye’deki sayılı ekolojik koridor çalışmalarından biridir. Hem türün yayılışlarının hem de türün yaşadığı habitatlar arası bağlantılılık analizinin yapılarak birlikte incelendiği nadir çalışmalardan biridir.	Habitat modellemesi sonucu bozayı için en önemli değişkenlerin sırasıyla yola uzaklık, suya uzaklık, meşcere, kapalılık ve solar radyasyon; kızılgeyik için sırasıyla yola uzaklık, suya uzaklık, meşcere, eğim ve bakı olduğu saptandı. Hedef türler için Hacet Tepesi ve Bostan-Eceler mevkiisi arasında potansiyel koridorlar belirlendi. Yolum yoğun kullanımının hedef türleri olumsuz etkileyen birincil etken olduğunu ifade edildi.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1 Materyal

Çalışmanın alanı, Türkiye'nin Kuzeybatı Anadolu kesimlerindeki Bursa, Bilecik, Kütahya, Yalova illerinin tamamı ile Eskişehir, Balıkesir, Sakarya, Kocaeli, Afyon illerinin bir bölümünü kapsamaktadır. Ayrıca, Manisa, Uşak, Ankara ve Bolu illerinin küçük bir bölümü de çalışma sınırları içerisinde kalmaktadır (Şekil 3.1). Bu sınır, çalışmanın yöntemi dahilindeki ekolojik bir yaklaşımla ve yaban türleri için çekirdek alanlar barındıran orman lekelerinin mekânsal bütünlüğü gözetilerek belirlenmiştir (bkz. Başlık 3.2.2). Çalışmanın ölçeği 1.250.000'dir ve bölgesel düzeydeki ölçeğe sahiptir. Çalışma alanı 52.214 km²'lik bir yüzölçümüne sahiptir.

Büyük bir bölümü Güney Marmara Bölgesi'nde yer alan çalışma alanı, İç Anadolu ve Ege Bölgeleri'nin bir kısmını da içine almaktadır. Marmara Ekolojik Geçiş Bölgesi ile İç Anadolu Karasal Ekobölgesi'nin kesişim noktasında bulunan çalışma alanı, alansal bakımdan büyük oranda Marmara Geçiş Bölgesi'nde yer almakla birlikte, alanın güneydoğu kesimlerinde (Eskişehir, Kütahya, Afyon illerinin bir bölümünde) ise İç Anadolu Karasal Ekobölgesi hakimdir. Çalışma alanı büyük çoğunlukla Yarı kurak Orman (Karaçam-Meşe) Alt bölgesi içerisinde bulunmakla birlikte, az da olsa Nemli Orman ve Kurakçıl Orman (Maki-Kızılcıam-Meşe) Alt Bölgeleri'ni de içermektedir (Atalay 2014). Çalışma alanı içerisindeki önemli illerin başında Bursa ili gelmektedir. Bursa, Akdeniz iklimi ile Karadeniz iklimi arasında ılıman bir geçiş iklim tipine sahiptir. İlde genel itibariyle ılıman bir Akdeniz iklimi görülmektedir. İlin yaklaşık %35'ini kaplayan dağlar, özellikle iri ve orta gövdeli hayvan türlerine sığınak olma niteliğini taşıyan doğal peyzaj rezervleridir. Bu önemli dağlardan bazıları; başta Uludağ (2.543 m) olmak üzere, Samanlı Dağları (1.602 m), Katırlı Dağları (1.283 m), Karadağ (833 m), Gökçedağ, Eğrigöz Dağı ve Sinan Dağları'dır (Aydın 2014). Ayrıca, koruma statüsündeki Uludağ Milli Parkı, Bursa Karacabey Yaban Hayatını Geliştirme Sahası'nın yanında Ulubat ve İznik Gölleri de türler için önemli doğal habitat kaynaklarıdır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1 Çalışma alanı (Orijinal)

Çalışma alanındaki önemli habitat alanı potansiyeline sahip diğer dağlar, Sündiken Dağları, Türkmen Dağları, Kapıorman Dağları, Karaman Dağı, Alaçam ve Murat Dağları'dır. Ayrıca, Karacabey, Bursa, İnegöl, Yenişehir ve Eskişehir Ovaları çalışma alanının başlıca ovalarıdır. Alandaki hidrolojik yapı irdelendiğinde, İznik Gölü, Ulubat Gölü ve Manyas Kuş Gölü çalışma alanındaki en büyük su kütleleri olup, Kocaçay Deltası ile birlikte en önemli sulak alanlardır. Simav, Beylikahır ve Gölbaşı Gölleri ile Porsuk Barajı ve Gökçekaya Barajı ise diğer önemli küçük su yapılarıdır. Bu geniş su kütleleri yaban hayvanı hareketlerine doğrudan engel olan önemli doğal peyzaj kısıtlayıcılarıdır. Alandaki başlıca önemli akarsular ise, Sakarya Nehri, Porsuk Çayı, Susurluk, Simav, Emet, Nilüfer, Orhanlı Çayları ile Kocaçay'dır (Atalay 2014). Bu çaylar ve en önemlisi 30 m genişliği aşan Sakarya Nehri, yaban türlerinin doğal yamalar arasındaki hareketlerine engel olabilecek nitelikteki geniş su yüzeyleridir. Diğer yandan, alanda koruma statüsündeki önemli alanlar bulunmaktadır. Bunların başında Uludağ ve Manyas Kuşçenneti Milli Parkları gelmekle birlikte, Domaniç Tabiatı Koruma Alanı (TKA),

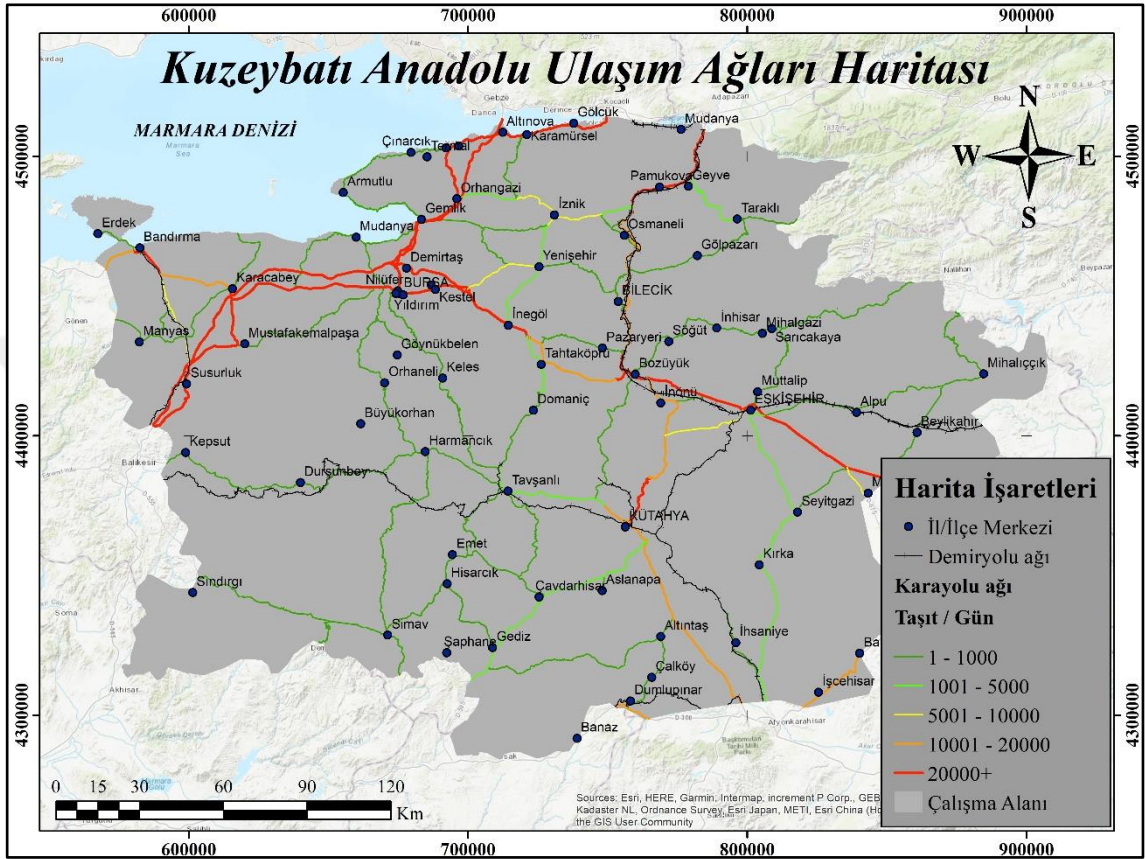
Sülüklügöl TKA, Vakıf Çamlığı TKA, Beşkayalar Tabiat Parkı'dır. Çalışmadaki hedef türleri de içeren bazı yaban hayvanlarının korunması ve üremelerinin sağlanması yoluyla sayılarının artırılması amacı taşıyan önemli Yaban Hayatını Geliştirme Sahaları (YHGS) da çalışma alanında mevcuttur. Bursa Karacabey YHGS, Eskişehir Mihaliççık-Çatacık YHGS, Kütahya Türkmenbaba YHGS, Kütahya Tavşanlı-Çatak YHGS, Kütahya Altıntaş YHGS, Ankara Nallıhan Saçak YHGS, Bolu Göynük Kapıormanı YHGS ve Balıkesir-Kütahya Akdağ YHGS bunlardan bazılarıdır (Şekil 3.1).

Çalışma alanındaki alçak vadilerde yaklaşık 200 m'den Uludağ'ın zirvelerinde 2.500 m'ye kadar değişen yüksekliklerde saf ardıç, ardıç-meşe ve ardıç-karaçam, karaçam-sarıçam-göknar toplulukları bulunmaktadır. Uludağ'ın eteklerinden zirveye doğru 1.300-2.000 m rakım aralığında ve Samanlı Dağı zirvelerindeki yaklaşık 1.300 m yüksekliklerde göknar-kayın birliktelikleri dikkati çekmektedir. Uludağ, Alaçam Dağları, Simav Dağları, Eğrigöz Dağları, Türkmen Dağları ve Murat Dağı'ndaki yaklaşık 1.500 m rakımlı bölgelerde karaçam-kayın birliktelikleri göze çarpmaktadır. Yine bu dağlardaki ve ek olarak Sündiken Dağları'ndaki 1.000-1.500 m rakımları arasında yoğun olarak saf karaçam ormanları, üst rakımlarda ise sarıçam hâkim olmaktadır. Bu saf karaçam ormanları Uludağ'ın ve Samanlı Dağları'nın güney bakılı yamaçlarında ve özellikle Bursa-Kütahya-Manisa üçgenine giren dağlarda oldukça yoğun biçimde yayılış göstermektedir. Uludağ'ın güneybatı eteğinde (200m) mediteran ve öksin türler karışık olarak bulunmaktadır. Bu sahanın başlıca birliğini *Quercus petraea* ssp. *iberica*-*Pistacia terebinthus* makisi oluşturmaktadır (Mayer ve Aksoy 1998). Samanlı ve Kapıorman Dağları ile Karaman Dağları'nın eteklerindeki 500-1.000 m rakımlarda ve diğer muhtelif bölgelerde karaçam-kızılçam toplulukları yayılmıştır. Ek olarak, Kütahya ve çevresindeki 1.000-1.200 m rakımlı lokal bazı dağlık bölgelerde karaçam toplulukları bulunmaktadır. Sakarya Nehri ile Emet, Balat, Orhaneli ve Susurluk Çayları vadilerindeki 400-900 m rakımlı bölgeler arasında saf kızılçam ormanları dağılmaktadır. Bursa ile Kütahya arasındaki dağ silsilelerinde 400 m'den yaklaşık 1.300 m'ye kadar karaçam-meşe birliktelikleri bundan sonraki rakımlarda yerini karaçam-sarıçam topluluklarına bırakmaktadır. Sündiken Dağları, Uludağ, Türkmen Dağları ve Murat Dağı'nın zirvelerindeki yaklaşık 1.500 m ve üstü rakımdaki lokal alanlarda ise saf sarıçam ormanları bulunmaktadır. Alandaki Uludağ'ın 700-1.400 m, Samanlı Dağları'nın 600-

1.100 m ve Karaman Dağları'nın 400-1.200 m rakımlı ve genellikle kuzey bakılı kesimlerinde ise saf kayın ile çoğunlukla Samanlı Dağları'nın kuzey bakılı bölgelerinde kayın-gürgen toplulukları dikkati çekmektedir. Çalışma alanındaki daha alçak kesimlerde kızılçam-meşe ve meşe-kayın birliktelikleri ile yaklaşık 400 m'den deniz seviyesine kadar olan bölgelerde (Karacabey, Bursa, Mustafakemalpaşa ovaları çevresinde ve İznik Gölü çevresinde) zengin makilik alanları bulunmaktadır. Ayrıca, yine Marmara Denizi'ne doğru olan yaklaşık 300 m'nin altındaki alçak kesimlerde de fıstıkçamı ormanları lokal olarak dağılmaktadır. Çalışma alanının geneline yayılmış olarak dağların zirveye yakın yaklaşık 1.200 m rakımlı eteklerinden deniz seviyesine kadarki 100 m rakımlarda ve hatta neredeyse deniz seviyesine kadar saf meşe ormanları yoğun yayılışlara sahiptir. Bu yoğunluk özellikle Bursa-Yalova-Bilecik üçgenindeki alçak kesimlerde ve nadiren 1.000 m rakımlı bazı alanlarda dikkat çekmektedir (Mayer ve Aksoy 1998). Kısaca özetlenecek olursa, araştırma alanındaki alt kotlarda baskın bir habitat olan geniş yapraklı ormanlar (özellikle yoğun olarak meşe, kayın, gürgen, kestane ve makilikler), yükseldikçe yerini yavaş yavaş ibreli türlere (yoğun olarak karaçam, ardıç, kızılçam, sarıçam, göknar) ve subalpin çayırlara bırakmaktadır (bkz. EK-I). Dolayısıyla, araştırma alanı genel itibarıyla zengin bir flora ve fauna çeşitliliği barındırmaktadır ve bu sebeple çalışmanın hedef türleri için yüksek bir habitat potansiyeli ve besin kaynağı içermektedir.

Kuzeybatı Anadolu'daki ulaşım ağları incelendiğinde, en yüksek taşıt yoğunluğuna (>20.000 taşıt/gün) sahip yollar İstanbul-İzmir Otoyolu, Anadolu Otoyolu, Bursa Çevre Otoyolu, Ankara-Bursa-Balıkesir Devlet Yolu, Sakarya-Kütahya-Afyon Devlet Yolu, Bursa-Yalova Devlet Yolu'dur. Anadolu Otoyolu ve Yalova-Kocaeli Devlet Yolu çalışma sınırına yakın bir bölgeden geçmekte olup, orman alanlarını kesmemektedir. Bu nedenle, değerlendirme dışı tutulmuştur. Yine ikinci derecede yüksek taşıt yoğunluğu (5.000-20.000 taşıt/gün) olan karayolları ise Bandırma-Susurluk Devlet Yolu, Karacabey-Susurluk Devlet Yolu, Bursa-Yenişehir Devlet Yolu, Eskişehir-Kütahya Devlet Yolu ve Orhangazi-Sakarya Devlet Yolu'dur. Tür hareketlerine engel olabilecek önemli karayollarının beş taşıt/gün sınıfına göre kategorizasyonu Şekil 3.2'de verilmiştir. Ayrıca, günde 20.000 ve üzeri taşıtın geçtiği yolların toplam uzunluğu 1.484 km, günde 5.000 ile 20.000 arası taşıt geçen karayollarının toplam uzunluğu ise 937 km'dir. Günde 5.000 taşıtın altında kalan yollar ise toplam 2.842 km uzunluğundadır. Çalışma alanında,

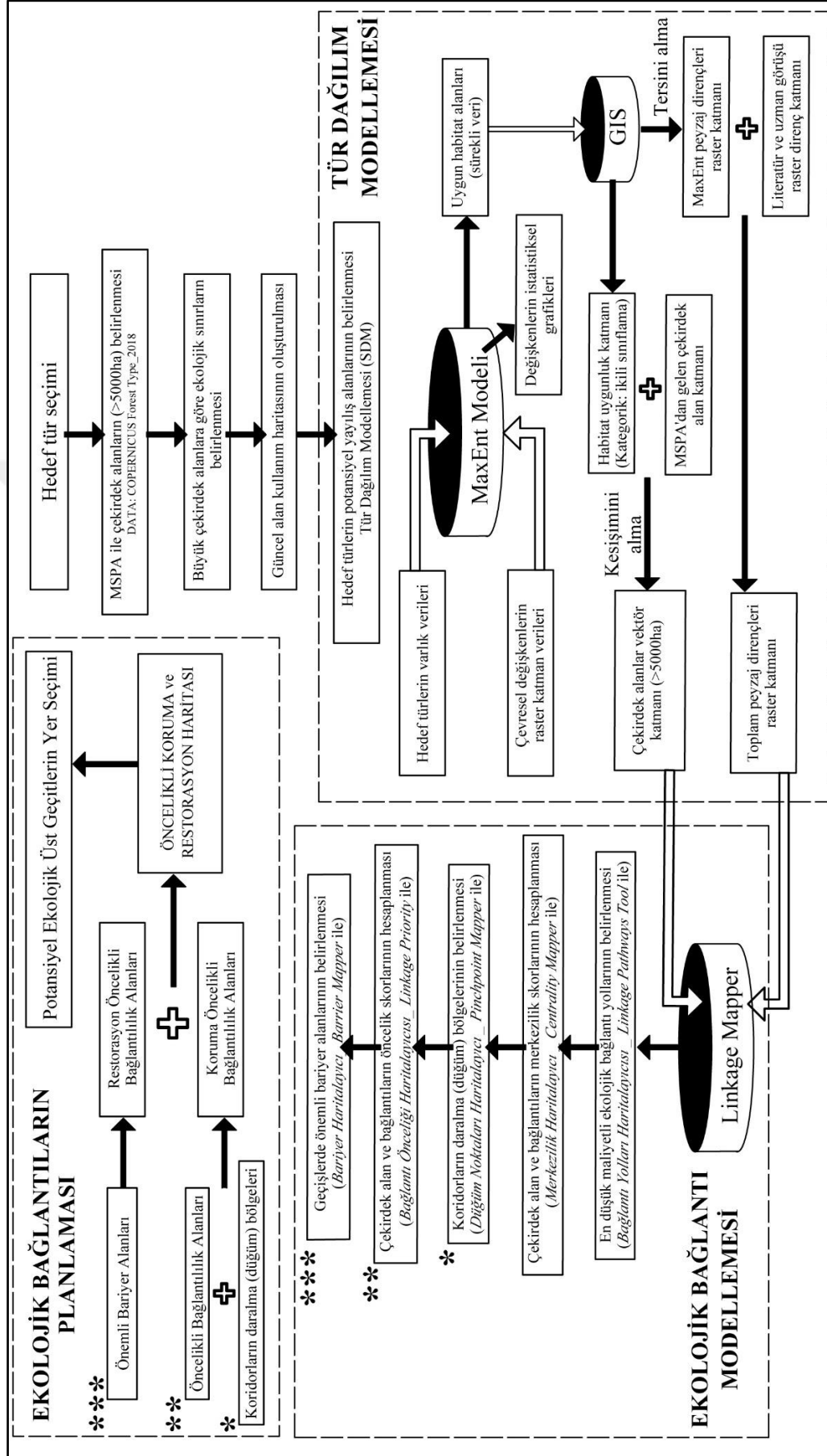
tür hareketlerinde bariyer teşkil eden iki tip tren hattı bulunmaktadır. Bunlardan birincisi Ankara-İstanbul Yüksek Hızlı Tren Hattı olup, çalışma alanına giren kısmı 475 km'dir. Diğer demiryollarının çalışma alanındaki uzunluğu ise 1.018 km'dir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2 Kuzeybatı Anadolu ulaşım ağları haritası

3.2 Yöntem

Çalışmanın yöntemi 8 aşamadan oluşmaktadır. Bu aşamalar; i) hedef türlerin seçimi, ii) çekirdek alanların ve çalışma alanı sınırının belirlenmesi, iii) güncel alan kullanım haritasının oluşturulması, iv) hedef türlerin potansiyel yayılış alanlarının belirlenmesi, v) habitat uygunluk alanlarının belirlenmesi, vi) peyzaj direnç haritalarının oluşturulması, vii) ekolojik bağlantılılık modeli, viii) ekolojik bağlantılılık planlamasıdır. Araştırma metodolojisine ilişkin olarak tüm aşamaların verildiği grafik Şekil 3.3'te verilmiştir.



Şekil 3.3 Yöntem akış şeması

3.2.1 Hedef (şemsiye) türlerin belirlenmesi

Bu aşamada, çalışma alanındaki şemsiye türler *Ursus arctos* (Bozayı) ve *Cervus elaphus* (Kızılgeyik) olarak belirlenmiştir (Eisenberg vd. 1980, Peterson 1988, Soule 1991, Wallis de Vries 1995, Noss vd. 1996, Berger 1997, Martikainen vd. 1998, Suter vd. 2002). Bu türler, ekolojik bağlantılılığın sağlanması açısından bu çalışma için hedef türler olacaktır.

Şemsiye tür kavramı, geniş alan gereksinimleri olan türler için yeterli alan sağlamanın ve bu alanı korumanın, aynı zamanda daha mütevazı mekânsal ihtiyaçlara sahip başka bir tür kümesini de barındırabileceği ve koruyabileceği varsayımına dayanmaktadır (Wilcox 1984, Roberge ve Angelstam 2004). Şemsiye türlerin barındığı coğrafyadaki etkileri, diğer birçok türün coğrafi yayılım alanlarını kapsayacak kadar geniş bir hinterlanda sahip olmasına bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir (Myers vd. 2000). Büyük vücut büyüklüğüne sahip organizmalar geniş yurt alanına (home range) sahip olma eğiliminde oldukları için (McNab 1963), bu türlerin yaşayabilir popülasyonlarını muhafaza etmek, büyük yaşam alanlarının korunmasını gerektirmektedir. Bu nedenle, büyük gövdeli organizmalar, muhtemel şemsiye olarak tercih edilmektedir. Bu kategorideki türler genellikle omurgalıdır, tipik olarak büyük memeli etoburlar veya otoburlardır (Noss vd. 1996, Berger 1997, Martikainen vd. 1998, Carroll vd. 2001, Suter vd. 2002, Carroll 2006, Hepcan vd. 2009, Gray vd. 2016, Vanthomme vd. 2019, Özcan vd. 2022b).

Ursus arctos popülasyonları, 22 ülkede bulunan ve 10 ana popülasyonda 17.000'e varan birey sayısı ile Avrupa coğrafyasında artmakta olup kıtada sayıca en çok bulunan büyük gövdeli etoburdur. Bozayılar bu coğrafyada menzillerini genişleterek yok oldukları habitatları yeniden kolonileştirmektedir (Kaczensky vd. 2013b, Chapron vd. 2014, Boitani ve Linnell 2015, Kaczensky vd. 2021). Popülasyondaki bu artış, türün menzilinin genellikle yoğun insan aktivitesinin olduğu alanlara doğru genişlemesine neden olmakta ve bu durum, türün bağlı olduğu peyzajla olan ilişkisini incelemeyi bir koruma önceliği haline getirmektedir (Psaralexi vd. 2022). Bu yönüyle bozayı, geniş alanlara ve habitat gereksinimlerine büyük oranda bağımlı olan geniş menzilli etoburlar olması nedeniyle habitat kaybı ve parçalanmaya karşı savunmasızdır ve genellikle parçalanmadan etkilenen ilk hayvanlardır (Crespo-Gascón ve Guerrero-Casado 2019). Ayrıca, geniş

menzilli etoburların geniş alan gereksinimleri, düşük popülasyon yoğunlukları, doğum aralığının fazla olması nedeniyle oluşan düşük üreme oranları, vücut büyüklüğü nedeniyle yüksek fark edilme durumları ve cinsiyete dayalı hareket ve dağılım davranışları, bu etçilleri hassas türler kategorisine sokmakta ve yolların zararlı etkilerine karşı savunmasız hale gelebildikleri ifade edilmektedir (Crooks vd. 2011, Ceia-Hasse vd. 2017). Avrupa örneğinde olduğu gibi popülasyonlarındaki artış ve habitat kaybına olan hassasiyeti bozayı öncelikli korunması gereken türler arasına sokmaktadır. Bu, bozayı habitatlarını korumaya odaklanmayı diğer türlerin çeşitliliğinin de korunmasını sağlaması noktasında avantajlı kılmaktadır (Linnell vd. 2000, Beier vd. 2008, Crespo-Gascón ve Guerrero-Casado 2019). Artan antropojenik baskılara rağmen uzun vadeli koruma stratejileri, popülasyon kaybını önlemek için koridorları ve adım taşlarını iyileştirmenin yanı sıra bozayı gibi şemsiye türlerin çekirdek alanlarını korumaya odaklanmaktadır (Bennett 1999). Çalışma alanını da içine alan Kuzeybatı Anadolu habitatındaki değişiklikler ve tahribat ile habitatlara erişilebilirliğin artması, belirlenen hedef türler üzerindeki gerilim ve baskıyı artırmaktadır.

Bozayı aynı zamanda fırsatçı omnivordur ve habitat generalistidir (birçok besini tüketebildiği için birçok habitatda yaşayabilen organizma) ve genellikle "şemsiye tür" olarak değerlendirilmektedir (Uçarlı 2011, Mateo Sánchez vd. 2014, Wang vd. 2018, Dai vd. 2021). Steenweg (2023), bozayının (*Ursus horribilis*) 16 memeli tür arasından Kuzey Amerika'daki en iyi şemsiye tür olduğunu ve tür zenginliğini en iyi açıkladığını ortaya koymuştur. Tremblay (2001), bozayının genellikle mükemmel bir şemsiye tür olarak kabul edildiğini ve bu tür için işlevsel olan koridorların büyük olasılıkla diğer türler için de uygun olabileceğini belirtmiştir. Besin kaynaklarının (özellikle de bitki tohumları) mevcudiyeti, bozayı yayılışında ve kış uykusu için gerekli yağı depolamaları bakımından kritik bir role sahiptir. Ayılar farklı bitki ve meyve türlerini tüketebilirler ve genellikle önemli mesafelere yayılarak tohumları kaynağından çok uzak noktalara taşıyabilir ve bu sayede bitki tohumlarının çimlenme kabiliyetini artırarak biyoçeşitliliğin zenginleşmesini sağlayabilirler (Hwang vd. 2010, Karimi vd. 2018, Garcia-Rodriguez vd. 2021). Bu gibi yararlı yönleriyle, büyük etoburlar hem koruma planlamasındaki faydaları hem de ekosistem işleyişindeki önemli rolleri nedeniyle biyolojik çeşitliliği koruma faaliyetlerinin odağını oluşturmaktadır (Caro 2010, Ray vd. 2013).

Çalışmada şemsiye tür olarak belirlenen bir diğer tür olan *Cervus elaphus* (Kızılgeyik), çalışma alanındaki en büyük gövdeli otobur olma özelliğini taşımaktadır. Henderson vd. (2022)'ye göre, kızılgeyik büyük gövdeli olması ve geniş yurt alanlarını işgal etmesi nedeniyle bölgedeki kendisinden küçük diğer çeşitli türler için potansiyel olarak bir şemsiye tür görevi görebilir. Steenweg (2023), incelediği 16 memeli tür arasından kızılgeyiği şemsiye tür olarak seçilebileceği sonucuna ulaşmıştır. Tıpkı bozayıda olduğu gibi, kızılgeyik yaşam alanlarının geniş menzillere ulaşması, onları Kuzeybatı Anadolu peyzajındaki habitat tahribatından ilk önce etkilenecek otçul tür yapmaktadır. Bu nedenle, kızılgeyik bu çalışmada ikinci şemsiye tür olarak belirlenmiştir.

Ekolojik koridorların diğer bir ifadeyle ekolojik bağlantılılığın mekânsal analizinde, çalışma alanını da kapsayan özellikle Kuzeybatı Anadolu hinterlandındaki tüm büyük gövdeli karasal memeli türlerinin bilinmesi gerekmektedir. Gözütok (2017), Bursa ilindeki büyük memeli türleri *Canis aureus* (Çakal), *Canis lupus* (Kurt), *Carpeolus carpeolus* (Karaca), *Felis silvestris* (Yaban kedisi), *Sus scrofa* (Yaban domuzu), *Ursus arctos* (Bozayı), *Vulpes vulpes* (Kızıl tilki) olarak tespit etmiştir. Orman Genel Müdürlüğü, Ankara Doğa Koruma Merkezi ile birlikte Türkiye'deki öncelikli korunması gereken büyük memeli türlerini belirlemiştir. Bunlardan çalışma alanı sınırlarına giren türler; *Canis lupus* (Kurt), *Carpeolus carpeolus* (Karaca), *Cervus elaphus* (Kızılgeyik), *Lynx lynx* (Vaşak) ve *Ursus arctos* (Bozayı)'dır (Özütd vd. 2019, Zeydanlı ve Özütd 2019). Çalışma alanındaki büyük gövdeli karasal memeli türleri Çizelge 3.1'de verilmiştir. Tablodaki türlerin tamamı IUCN Kırmızı Listesi'nde LC (Asgari endişe) kategorisinde bulunmaktadır (IUCN 2022). Fakat, bozayı çalışma alanı olan Kuzeybatı Anadolu peyzajında EN (Tehlike altında) kategorisinde yer almaktadır (Ambarlı vd. 2016, McLellan vd. 2016). Bu çalışmada hedef tür olarak seçilmesinin en önemli nedenlerinden birisi de budur. Çünkü çalışma, seçilen hedef türlerin nesillerinin devamlılığına odaklanmaktadır.

Çizelge 3.1 Çalışma alanındaki büyük gövdeli karasal memeli türleri (ÇED 2016, Gözütok 2017, Zeydanlı ve Özüt 2019, IUCN 2022, UBÇV 2023)

Büyük Gövdeli Karasal Memeli Türleri	Türkçe Adı	Orman Bölge Müdürlükleri					IUCN Popülasyon Trendi
		Bursa	Balıkesir	Kütahya	E.şehir	Sakarya	
<i>Canis aureus</i>	Çakal	+	-	+	+	+	Artmakta
<i>Canis lupus</i>	Kurt	+	+	+	+	+	Stabil
<i>Carpeolus carpeolus</i>	Karaca	+	+	+	+	+	Artmakta
<i>Cervus elaphus</i>	Kızılgeyik	+	+	+	+	+	Artmakta
<i>Felis chaus</i>	Saz kedisi	+	-	-	+	+	Azalmakta
<i>Felis silvestris</i>	Yaban kedisi	+	+	+	-	+	Bilinmiyor
<i>Lynx lynx</i>	Vaşak	+	+	+	+	+	Stabil
<i>Meles meles</i>	Porsuk	+	+	+	+	+	Stabil
<i>Sus scrofa</i>	Y. domuzu	+	+	+	+	+	Bilinmiyor
<i>Ursus arctos</i>	Bozayı	+	+	+	+	+	Stabil
<i>Vulpes vulpes</i>	Kızıl tilki	+	+	+	+	+	Stabil

+ Var; - Yok

Belirlenmesi hedeflenen türün geniş alan gereksinimi (Lambeck 1997, Beazley ve Cardinal 2004), göç etme eğilimi ile özel ya da tanımlanmış habitat gereksinimi (Beazley ve Cardinal 2004) ve büyük omurgalı türlerden olması (Carroll vd. 2001) olmak üzere bu dört kriter şemsiye tür belirlemede kullanılan seçim kriterleridir (Uçarlı 2011). Ayrıca, Soule (1991) koridor planlamasındaki bir hedef türün seçiminde kullanılabilecek kriterleri ve katkı faktörlerini belirlemiştir (Çizelge 3.2). Belirtilen akademik çalışmalarca ortaya konulan tüm hedef tür seçim kriterleri ve değerlendirmeleri dikkate alınarak, etoburlardan *Ursus arctos* (Bozayı) ve otoburlardan *Cervus elaphus* (Kızılgeyik) çalışmanın hedef türleri olarak belirlenmiştir. En belirleyici kriterler olarak hedef türlerin vücut büyüklükleri ve yurt alanı büyüklüklerine dikkat edilmiştir. Ayrıca, her iki tür de peyzaj dirençlerine karşı hassas ve orman alanlarına bağlı türler olmaları nedeniyle Kuzeybatı Anadolu peyzajındaki çekirdek alanların bağlantılılığında kilit rol üstlenmektedir.

Çizelge 2.2 Seçilecek hedef tür için kriterler ve katkı faktörleri (Soule 1991)

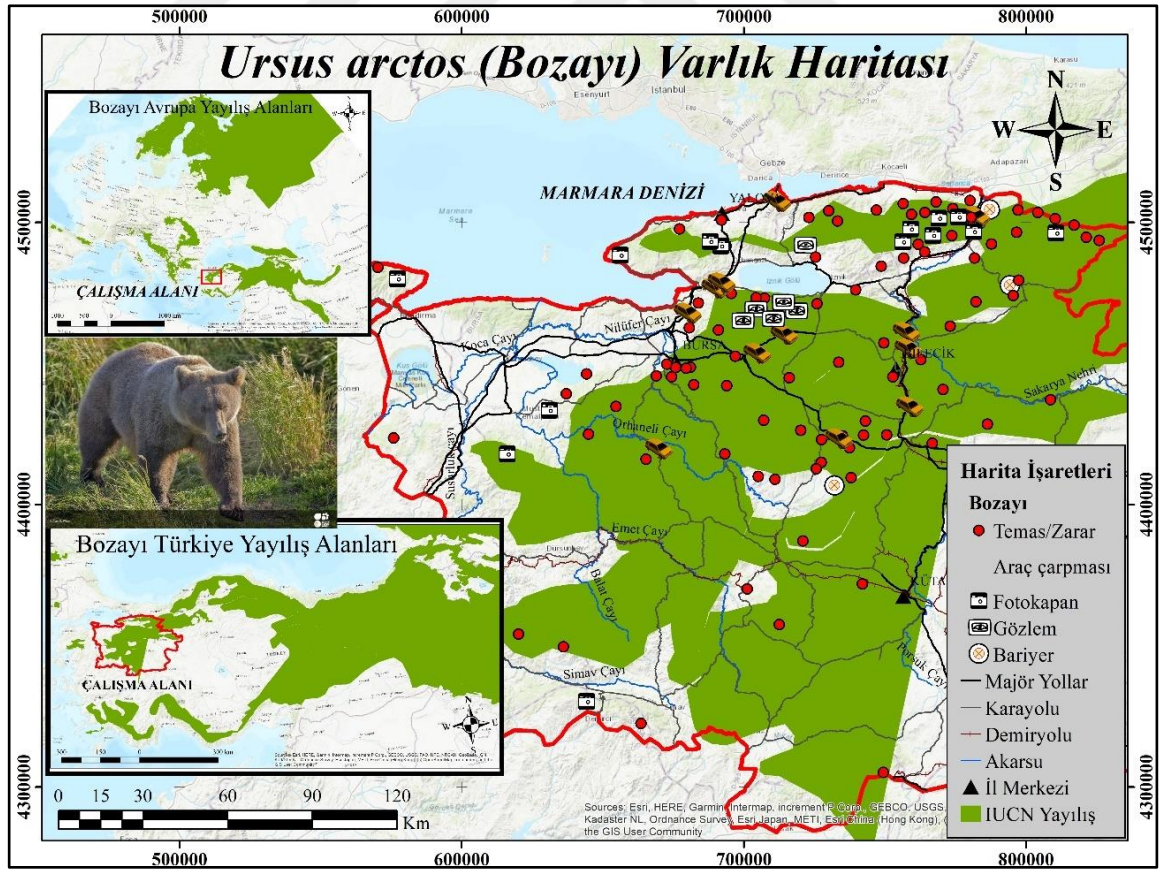
Hedef tür için kriter	Katkı faktörleri
Bolluk (N) (Abundance)	Kalıntı veya izole yamanın alanı (A)
N=DA	Popülasyon yoğunluğu (D)
	Vücut boyutu
Popülasyon büyüklüğünün değişkenliği (Variability of population size)	Vücut boyutu, ölüm ve doğurganlık oranı
Hareket (Mobility)	Üreme ihtiyacı
	Beslenme ihtiyacı

3.2.1.1 *Ursus arctos* (Bozayı)

Dünyadaki bozayı nüfusunda büyük ve önemli ölçüde bir azalmanın olmadığı ve bazı bölgelerde tam tersine artışların yaşandığı çeşitli araştırmalarda rapor edilmiştir (Swenson vd. 1998, Schwartz 2006, Kaczensky vd. 2013b, Chapron vd. 2014). Bununla birlikte, dünyanın en yaygın karasal memelilerinden biridir. Buna karşın, dünyada yok olma tehlikesiyle karşı karşıya olan çok sayıda küçük, izole alt popülasyon bulunmaktadır, ancak artan doğa koruma ve yönetim faaliyetleri altında popülasyonlarında iyileşmeler görülebilmektedir (detaylı bilgi için iucnredlist.org resmi internet sitesine bakınız). Çalışma alanının da içerisinde bulunduğu Kuzeybatı Anadolu Bölgesi’nde, tamamen izole olmasa da bozayının 10 yıllık nesli boyunca bölgeler arası hareket eden göçmen dişi birey sayısı 1’in altındadır. Bu kriter, bölgedeki bozayı popülasyonunun izole olduğunu göstermektedir fakat olasılıklı olarak erkek bireyler Batı Karadeniz Bölgesi popülasyonları ile etkileşim halindedir. Kuzeybatı Anadolu alt popülasyonu yaklaşık 23.200 km² yayılış alanındaki yine yaklaşık 300-400 bireyle temsil edilmektedir ve IUCN Kırmızı Listesi’nde “Tehlikede (EN)” kategorisinde yer almaktadır (Ambarlı vd. 2016, McLellan vd. 2016).

Bozayı omnivor bir türdür ve Türkiye’de diyeti büyük oranda bitkilerden (%87,5) oluşmaktadır (Zedrosser vd. 2011, Ambarlı 2016). Özellikle sonbahar aylarındaki aşırı iştahları nedeniyle meyve-sebze bahçeleri ile arı kovanlarına sıklıkla zarar verdikleri görülebilir (Mol 2006). Bozayı daha çok sık bitki örtüsüne sahip olan karışık ve geniş

yapraklı ormanları tercih etmektedir. Buna karşın, Anadolu’da bodur çalılıklarla kaplı ve yüksek rakımlı dağlık bölgelerde de görülebilirler (Ambarlı 2006, 2012). Ayılar günlük aktif faaliyetlerini daha ziyade alacakaranlık zamanlarında ya da bazen gündüzleri rahatsız edilmedikleri takdirde zor girilebilen sık ormanlarda geçirirler (Mol 2006, Soyumert 2010, Ambarlı 2014). Genellikle bireysel ya da küçük gruplar halinde dolaşırlar. İlkbahar ve yaz başlarında her türlü rahatsızlığa karşı savunmasızdırlar (Ambarlı 2012). Şekil 3.4’te bozayının Avrupa ve Türkiye’deki yayılış alanları verilmiştir. Şekilde ayrıca 124 adet bozayı varlık noktası işaretlenmiştir. Bu varlık verilerinden 6 tanesi gözlem, 14’ü fotokapan, 12’si araç çarpması, 3’ü tel örgü ve istinat duvarı engeline takılma (bariyer), geriye kalan 89 adedi ise insanlarla temas ya da ürünlere zarar şeklinde gerçekleşmiştir. Ek olarak, son yıllarda bozayının Anadolu’nun doğusundaki yayılış alanlarını insan aktivitesinin daha şiddetli yaşandığı batı ve güney doğrultusunda genişletmesi sonucu geçmiş yıllara kıyasla daha yüksek düzeyde insan-ayı çatışmaları yaşanmaktadır.



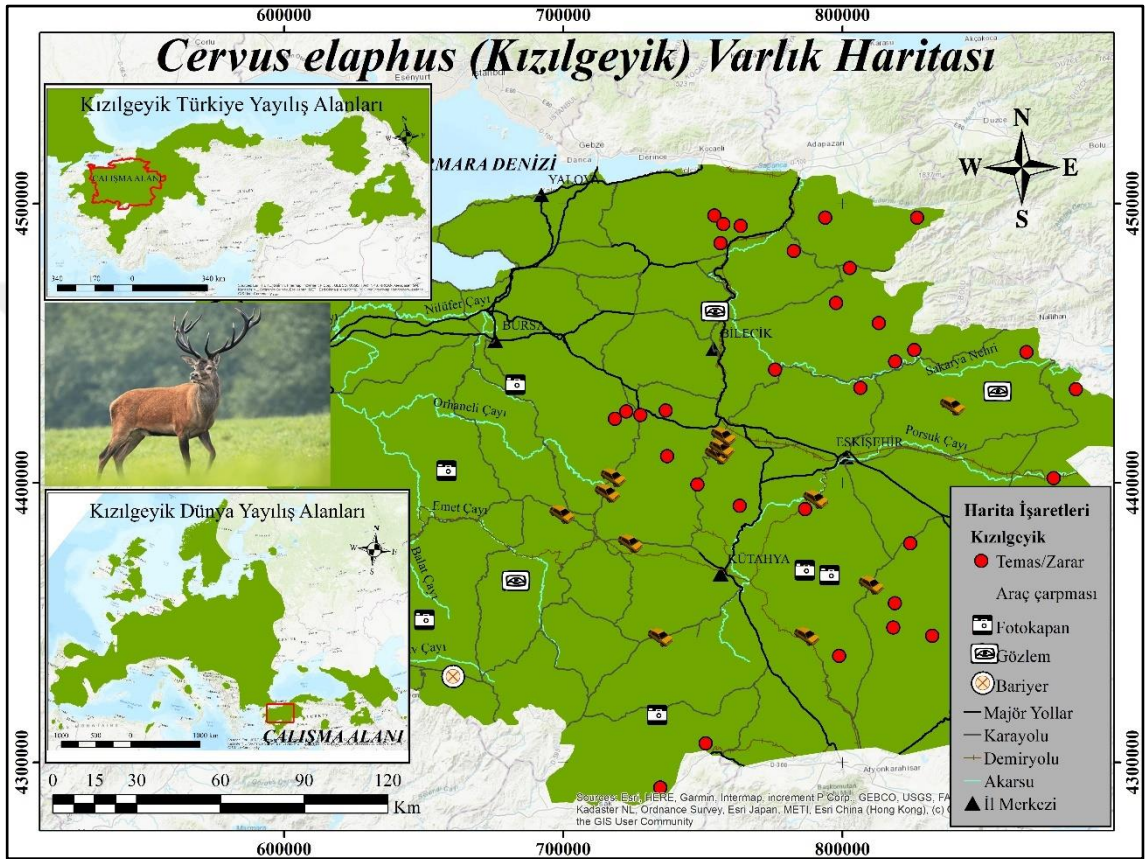
Şekil 3.4 *Ursus arctos* varlık haritası

3.2.1.2 *Cervus elaphus* (Kızılgeyik)

Cervus elaphus popölasyonları, tarihte çoğu coğrafyada nesli tükenmiş olsa da günümüzde küresel ölçekte Avrupa'nın geneline düzensiz biçimde yayılmış olarak, Rusya'nın Avrupa sınırına yakın bazı bölgelerinde, Kafkasya bölgesinde, İran'ın Hazar Denizi'ne yakın küçük bir bölgesinde, Kuzey Afrika'da ve Türkiye'de yayılış göstermektedir (Tsahar vd. 2009, Mattioli vd. 2022). IUCN Kırmızı Listesi'nde LC (Asgari Endişe) kategorisinde yer almaktadır ve mevcut popölasyon trendi artma eğilimindedir (Lovari vd. 2019). Kızılgeyik vücut boyutları bakımından Türkiye'nin en büyük herbivorudur ve ana yayılışını Kuzeybatı Anadolu ve Batı-Orta Karadeniz bölgelerinde yapmaktadır (Mol 2006).

Kızılgeyiğin diyet kompozisyonu, farklı habitatlardaki bitkilerin mevcudiyetine bağlı olarak önemli ölçüde değişmektedir. Kıtasal ölçekte, bir literatür taraması (Gebert ve Verheyden-Tixier 2001), kızılgeyiğin ot ve sazlar ile konsantre yiyeceklerden (otlar, çalı ve ağaç yaprakları, meyveler ve tohumlar) oluşan karışık bir diyetle beslendiğini göstermiştir (Mol 2006, Mattioli vd. 2022). Kızılgeyik açıklıklı ve çok sık olmayan ormanlık alanlarla, orman kenarlarıyla veya ormanlık alan ile doğal otlaklar arasındaki bölgeyle ilişkilendirilen bir ekoton türü olarak kabul edilmektedir (Mitchell vd. 1977). Sakin, normal-seyrek kapalılığa sahip olan ve etrafında yer yer açıklıklar, tarım alanları, doğal otlak-çayırılık, akarsu ve bataklık kenarları gibi alan kullanımları bulunan ormanlarda (Türkiye'de meşe, göknar, ardıç, kayın, çam türleri) ve orman içi açıklıklarda yaşamaktadır (Turan 1984, Oğurlu 1996, Mol 2006, DKMPGM 2017, Ercan 2019). Alacakaranlık saatlerinde daha aktif olan kızılgeyik çoğunlukla 24 saatlik tüm gün boyunca aktif davranış gösterirler. Sık sık rahatsız edildiğinde kızılgeyik giderek daha fazla gececi hale gelebilir. Ormanlık habitatlarda kızılgeyik genellikle tek başına veya küçük gruplar halinde bulunur (Staines vd. 2008), farklı gruplar açık alanlarda bir araya gelebilir, ancak ormanlık alanlara döndüklerinde tekrar aile gruplarına bölünebilirler (Mol 2006, DKMPGM 2017, Mattioli vd. 2022).

Şekil 3.5'te kızılgeyiğin Avrupa ve Türkiye'deki yayılış alanları verilmiştir. Şekilde ayrıca 57 adet kızılgeyik varlık noktası işaretlenmiştir. Bu varlık verilerinden 3 tanesi gözlem, 6'sı fotokapan, 12'si araç çarpması, 1'i tel örgü engeline takılma (bariyer), geriye kalan 35 adedi ise insanlarla temas şeklinde gerçekleşmiştir.



Şekil 3.5 *Cervus elaphus* varlık haritası

3.2.2 Çekirdek alanların ve çalışma alanı sınırının belirlenmesi (MSPA Analizi)

Bu çalışmada, MSPA kullanılarak hedef türler için habitat sağlayan çekirdek alanlar belirlenmiştir. Böylece ekolojik sınırların değerlendirildiği bir sınır belirleme çalışması yapılmıştır. ArcGIS programında “MSPA” eklentisi (Soille ve Vogt 2009, 2022) kullanılarak gerçekleştirilen analizde, girdi verisi olarak 2018 yılına ait 10x10 m çözünürlüklü “COPERNICUS Forest Type” raster verisi (Anonymous 2022) kullanılmıştır. Bu orman örtüsü verisi geniş yapraklı orman (1), iğne yapraklı orman (2), ormansız alanlar (3) sınıflarını içermektedir. Analiz öncesinde veriyi hazır hale getirmek

için 12 adet raster görüntü ArcGIS programında mozaikleme işlemi yapılarak birleştirilmiş ve 75x75 m çözünürlüğündeki raster veri tipinde orman örtüsü verisi elde edilmiştir. Mevcut orman alanlarının piksel değeri “2”, orman dışı alanların ise “1” olarak analize girilmiştir.

Burada dikkat edilmesi gereken bir diğer nokta, çekirdek alan sınırlarındaki kenar etki zonu genişliklerinin tür bazında belirlenmesidir. İran’da bozayı için yapılan bir araştırmada, MSPA analizinde 50 m çözünürlüklü altlıklar kullanılmış fakat kenar zon genişliği belirtilmemiştir (Khosravi vd. 2022). Bunun dışında bozayının kenar zon genişliğiyle ilgili bir bilgiye literatürde rastlanılamamıştır. Fakat bozayı ile benzer vücut büyüklüğüne sahip olan Avrupa bizonlarında (*Bison bonasus*) kenar zon genişliği maksimum 210 m olarak belirlenmiştir (Kuemmerle vd. 2010). Kuzey Amerika’da, negatif kenar etkileri orman sınırından 300 m’ye kadar olan mesafelerde biyolojik olarak önemli görülmektedir (Environmental Law Institute 2003). MSPA analizinin kullanıldığı başka bir çalışmada, kızılgeyik için kenar zon genişliği 200 m olarak belirtilmektedir (Pételis vd. 2009). Literatürden edinilen bilgiler doğrultusunda, kenar etki zonu genişliği bozayı için 300 m ve kızılgeyik için 225 m olarak belirlenmiştir. Bu genişlikler, 75 m çözünürlüklü orman örtüsü verisi ile uyumludur. MSPA analizine dahil edilen bir pikselin boyutu 75 m olduğundan, bozayı için kullanılan kenar genişlik piksel sayısı “4” ve kızılgeyik için ise “3”tür. Bağlantılık değeri “8”, geçiş değeri “0” ve intext değeri “0” olarak analize dahil edilmiştir.

Çalışma sınırının belirlenmesinde Orman Bölge Müdürlüğü idari sınırları yerine özellikle ekolojik sınırlar dikkate alınmıştır. Bunun en önemli sebebi idari sınırlar ile doğal sınırların birbiriyle örtüşmemesidir. Çünkü idari sınırlar, türün yaşamını devam ettirebilmesi için önemli olan habitat lekelerini bölebilir ve yaban hayvanının ekolojik isteklerini karşılayamayabilir.

3.2.3 Güncel alan kullanım haritasının oluşturulması

Bu aşamada; habitat uygunluk analizi (*SDM Toolbox v2.5*) ve peyzaj dirençlerinin

belirlenmesinde kullanılacak olan güncel alan kullanım haritası oluşturulmuştur. Harita oluşturulurken kullanılan sayısal katmanlar Çizelge 3.3'te verilmiştir. Bu katmanlar tabloda verilen sıraya göre *ArcGIS*'teki “*Union*” aracı kullanılarak üst üste bindirilmiş ve alan kullanım haritası üretilmiştir. Ayrıca, her bir güncel kullanım sınıfının çalışma alan içerisindeki alansal dağılımı ve yüzde cinsinden ifadesi hesaplanmıştır.

Çizelge 3.3 Güncel alan kullanım tiplerinin belirlenmesinde kullanılan katmanlar

KATMAN ADI	Çalışmada Kullanılan Sınıflar	AKT	KAYNAK
1. ESA_2020 Arazi Örtüsü Verisi (Avrupa Uzak Ajansı tarafından 2020 yılı SENTINEL-1 ve SENTINEL-2 uydu görüntüleri kullanılarak yaklaşık %75 doğrulukta toplam 11 sınıf üzerinden 10x10m çözünürlüklü olarak sınıflandırılmış sayısal veridir.)	10. Ağaç örtüsü 20. Çalılık (Shrublands) 30. Çayırılık/Otlaklar 40. Ekilebilir araziler 50. Yapılaşma alanları 60. Açıklıklar/Seyrek vej 80. Su yüzeyleri 90. Otsu ıslak alanlar	Orman Mera Mera Tarım Yapılaşma Mera Su Mera	Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., Wevers, J., Grosu, A., Paccini, A., Vergnaud, S., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S., Georgieva, I., Lesiv, M., Carter, S., Herold, M., Li, Linlin, Tsendbazar, N.E., Ramoino, F., Arino, O., 2021. <i>ESA WorldCover 10 m 2020 v100</i> . https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936 .
2. CORINE 2018	Ekil.Arazi (40)’den Sulu tarım (CORINE) alanları çıkarıldı. 221. Üzüm Bağları 222. Meyve Bahçeleri 223. Zeytinlikler 212. Sürekli Sulanan Ekilebilir Alanlar 213. Pirinç Tarlaları	Kuru Tarım Meyvelik Sulu Tarım	CLC, 2018. https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018 .
3. COPENICUS Orman Örtüsü Verisi (2018 yılına ait 10x10m çözünürlüklü “COPENICUS Forest Type” raster verisidir.)	Geniş yapraklı orman İğne yapraklı orman	Orman	European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2022, European Environment Agency (EEA). https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/forest-type-1/status-maps/forest-type-2018).
4. Akarsular	Çizgisel Akarsu Verisi	Su	DSİ, Open Street Map, 2022. https://download.geofabrik.de/europe/turkey.html .
5. Karayolları	Çizgisel Karayolları Verisi	Ulaşım	
6. Demiryolu/YHT	Çizgisel Demiryolları Verisi		

3.2.4 Hedef türlerin potansiyel yayılış alanlarının belirlenmesi

Hedef türlerin potansiyel yayılış alanlarının tespitinde Tür Dağılım Modellemesi (SDM) kullanılmıştır (Naimi ve Araujo 2016, Mohammadi vd. 2021). Çalışmada kullanılan model yazılımı ArcGIS programına uyumlu, phyton tabanlı *SDM Toolbox* v.2.5 yazılımıdır (Brown vd. 2017).

Modelde hedef türler olan bozayı ve kızıl geyiğe ait varlık verileri kullanılmıştır. Bu noktasal varlık verileri bozayı için 124 ve kızılgeyik için 57 olmak üzere toplam 181 konumsal veriyi içermektedir. Model tahminlerini saptırabilen uzamsal otokorelasyonu azaltmak için (Boria vd. 2014), varlık noktaları analizden önce filtrelenmiştir (Grilo vd. 2019, Atzeni vd. 2020, Sun vd. 2020). Bu işlem bozayı ve kızılgeyik için ayrı ayrı yapılmıştır. Bozayı gün içerisinde aktif hayvan olmadığından günlük ulaştığı hareket mesafesi genellikle 5 kilometrenin altında olmakla birlikte, Artvin’de bozayının ortalama günlük yürüme mesafesi yaklaşık olarak 2 km’dir (Ambarlı 2012). Örneğin, ayıların günlük ortalama hareketi Kanada’da 2 km (Stevens ve Gibeau 2005), Sırbistan’da ise 4 km (Ćirović vd. 2015) olarak belirlenmiştir. Macdonald ve Barret (1993)’e göre, bozayı bir günde 2 ile 3,5 km arasında mesafe katetebilmektedir. Bu literatür ışığında, bozayı için birbirine 2 km’den daha yakın varlık noktaları *SDMToolbox*’taki *Spatially Rarefy Occurrence Data* aracı (Brown vd. 2017) kullanılarak elenmiştir (Almasieh vd. 2019, Mohammadi vd. 2021). Bu analiz sonrasında, habitat modellemesi için kullanılan nihai veri setinde toplam 119 bozayı varlık noktası bulunmaktadır. Kızılgeyik için farklı olarak birbirine 1 km’den daha yakın noktalar elenmiştir. Buna ilişkin Sun vd. (2020), kızılgeyik için tespit edilen varlık noktalarının uzamsal otokorelasyonunu azaltmak için iki birey arasındaki minimum mesafeyi 1 km olarak belirlemiş ve bu mesafenin altındaki varlık noktalarını modelden çıkarmıştır. Sun vd.’nin akademik çalışmasında belirlediği mesafe baz alınarak yapılan otokorelasyon analizi sonrasında kızılgeyik varlık noktalarında bir değişim olmamıştır. Dolayısıyla, tür dağılım modeline dahil edilen kızılgeyik nokta sayısı 57’dir. Modele sokabilmek için varlık noktaları her bir hedef tür için ayrı ayrı Microsoft Excel programında csv uzantılı olarak kaydedilmiştir.

Modelde çevresel değişken olarak kullanılan veri seti 5 kısımdan oluşmaktadır. Bunlar; topografik, biyoklimatik, spektral, antropojenik etki ve doğal etki değişkenleridir (Çizelge 3.4). Modelde toplam 36 değişken “Çevresel Değişken (*Environmental Data*)” olarak kullanılmıştır. Tüm değişkenlerin piksel çözünürlükleri (boyutları) 250 metre olarak *tiff* formatında ayarlanmıştır. Modele uyumluluk açısından *tiff* formatındaki değişkenler tamamının çözünürlükleri, projeksiyon sistemleri ve diğer tüm veri özellikleri birebir aynı olacak şekilde *asc* formatına dönüştürülmüştür. Ek olarak, tüm değişkenler hedef türler olan bozayı ve kızılgeyik ile ilgili literatür taraması sonucu seçilmiştir (Oğurlu 1996, Gula vd. 1998, Ambarlı 2012, Favilli vd. 2013, Almasieh vd. 2019, Mohammadi vd. 2021, Mukherjee vd. 2021, Savvantoglou 2022).

Çizelge 3.4 Modelde kullanılan değişkenler

Veri tipi	Veri katmanları	Kod	Sensör/Kaynak
Topografik	Yükseklik (m) (<i>çıkarıldı</i>)	ele	SRTM Data
	Eğim (derece)	slope	Orijinal
	Bakı	aspect	Orijinal
	Topografik Pozisyon İndeksi	tpi	Orijinal
	Topografik Pürüzlülük İndeksi	tri	Orijinal
Biyoklimatik	Bio1-19 (<i>bazıları çıkarıldı</i>)	bio1,2...	WorldClim
Spektral	Norm. Bitki Örtüsü İndeksi	ndvi	MODIS
Antropojenik etki	İnsan Etki (Ayak izi) İndeksi	hii	WCSWildlife Cons. Soc
	Yollara mesafe	distroad	Open Street Map
	Demir yoluna mesafe	distrail	Open Street Map
	Kuru tarım alanlarına mesafe	distdry	ESA_Avrupa Uzay Ajns
	Sulu tarım alanlarına mesafe	distwet	CLC 2018_CORINE
	Meyveliklere mesafe	distorch	CLC 2018_CORINE
Doğal etki	Çekirdek alanlara mesafe	distcore	Orijinal
	Orman alanlarına mesafe	distfrst	COPERNICUS, ESA
	Mera alanlarına mesafe	distgrsl	ESA_Avrupa Uzay Ajns
	Akarsulara mesafe	distrvr	DSİ, Open Street Map
	Geniş su yüzeylerine mesafe	distwtr	DSİ, Open Street Map

Modelde kullanılan çevresel değişkenler arasındaki korelasyonu analiz etmek için *SDM Toolbox 2.5* yazılımına ait *Remove Highly Correlated Variables* eklentisi kullanılmıştır (Brown vd. 2017). Korelasyon değeri 0,8’in üstündeki yüksek korelasyonlu değişkenler modelden çıkarılmıştır (Graham 2003, Warren vd. 2010, Ashraf vd. 2016, Wang vd. 2023). Modelden otokorelasyon nedeniyle çıkarılan değişkenler sırasıyla “ele (yükseklik)”, Bio5, Bio6, Bio7, Bio9, Bio10, Bio11, Bio13, Bio16, Bio17 ve Bio19’dur (Çizelge 3.5).

Topografik değişkenler yükseklik (m), eğim (derece), bakı, TPI (Topografik Pozisyon İndeksi) ve TRI (Topografik Pürüzlülük İndeksi) değişkenleridir. Yükseklik değişkeni olarak 90 metre çözünürlüklü *SRTM DEM* verisi kullanılmıştır (<http://srtm.csi.cgiar.org/srtmdata/>). Eğim ve bakı değişkenleri bu DEM verisi kullanılarak *ArcMap* yazılımındaki *Surface Tool_ Spatial Analyst Tools* eklentisinde üretilmiştir. TPI ve TRI değişkenleri yine DEM verisi kullanılarak *ArcMap* yazılımındaki *Raster Calculator* aracıyla hesaplanarak üretilmiştir. TPI, bir pikselin yüksekliği ile komşu piksellerin ortalama yüksekliği arasındaki farktır (Guisan vd. 1999). TRI, arazi dalgalanmasını, erozyon derecesini ve aynı zamanda yüzey pürüzlülüğünü temsil etmektedir (Riley vd. 1999).

Biyoklimatik değişkenler WorldClim küresel veri bankasından (Fick ve Hijmans 2017) elde edilmiş olup 19 adet raster veri tipinde biyoiklim verisini içermektedir (<https://www.worldclim.org/data/index.html>). Modelde bu değişkenlerin 9'u kullanılmıştır. Diğer 10 değişken ise otokorelasyon nedeniyle elenmiştir. Değişkenlerin içeriği hakkında bilgi Çizelge 3.5'te verilmiştir.

Çizelge 3.5 Modelde kullanılan biyoklimatik değişkenler (Fick ve Hijmans 2017)

Kod	Açıklama
Bio 1	Yıllık ortalama sıcaklık
Bio 2	Günlük ortalama değişim aralığı (ortalama aylık sıcaklık (en yüksek–en düşük))
Bio 3	İzotermalite
Bio 4	Mevsimsel sıcaklık
Bio 8	En nemli mevsimin ortalama sıcaklığı
Bio 12	Yıllık yağış miktarı
Bio 14	En kurak mevsimin yağış miktarı
Bio 15	Mevsimsel yağış miktarı
Bio 18	En sıcak mevsimin yağış miktarı

Spektral değişken olarak ABD Jeoloji Araştırmaları Kurumu'nun ücretsiz olarak açık erişime sunduğu MODIS sensöründen üretilen MOD13Q1 ürününe ait 250 metre uzamsal çözünürlüklü NDVI görüntüsü kullanılmıştır (NASA 2008, USGS 2012). Model

sonuçlarını etkilememesi adına kar, buzul ve bulut içeren pikseller NDVI'a ait "Güvenilirlik Katmanı (*Reliability Layer*)" kullanılarak görüntüden çıkarılmıştır.

Antropojenik etki değişkenleri olarak 6 farklı değişken kullanılmıştır. İnsan Etki İndeksi (HII), ABD Yaban Hayatı Koruma Derneği (WCS) tarafından oluşturulmuş Global İnsan Ayak İzi Veri Bankası'ndan raster veri tipinde ücretsiz olarak temin edilmiştir (<https://wcshumanfootprint.org/data-access>). Bunun yanında, arazi kullanımları (orman, mera, kuru tarım, sulu tarım, meyvelik), hidrolojik veriler (nehir ve geniş su yüzeyleri), ulaşım ağı verileri (karayolu ve demiryolu hatları) ve çalışmada üretilen çekirdek alanlar verisi kullanılarak *Öklit Mesafe Analizleri* yapılmıştır. Bu analiz *ArcMap* yazılımındaki *Euclidean Distance Tool* ile gerçekleştirilerek 10 adet mesafeye dayalı katman raster tipinde üretilmiştir. Bunlardan 5 katman ise doğal etki değişkenleri sınıfındadır (bkz. Çizelge 3.4).

Hedef türlere ait csv uzantılı varlık verileri kullanılarak *SDMToolbox* yazılımının *Sample by Buffered MCP* aracı ile türlere ait arka plan noktaları diğer bir ifadeyle türün varsayılan arka plan nokta verisi (*biasfile.asc*) modelde kullanılmak üzere üretilmiştir. *MaxEnt* yazılımının genellikle varsayılan ayarlarında kullanılan, yüksek tahmin doğruluğu olarak da bilinen (Phillips ve Dudik 2008) ve rastgele seçilen 10.000 arka plan noktası bu çalışmanın tür dağılım modellemesinde kullanılmıştır. Burada her bir varlık noktası için minimum dışbükey çokgen (MCP) metoduyla hedef türün yurt alanı büyüklüğünün yarıçapına göre tampon bölge atanmaktadır (Anderson ve Raza 2010, Grilo vd. 2019). Türkiye'de erkek bozayılının ortalama yurt alanı büyüklüğü 84 km², yurt alanı yarıçapı yaklaşık 5 km'dir ve erkek bozayılının yurt alanı büyüklüğü dışı bireylerden daha geniştir (Ambarlı ve Bilgin 2012, Ambarlı vd. 2016). Buna göre, arka plan verisi oluşturmada bozayı için kullanılan mesafe, erkek bireyin yurt alanı yarıçapı mesafesi olan 5 km olarak belirlenmiştir. Böylece, arka plan verisi için mümkün olabilen en geniş sınırlar çizilmiştir (Almasieh vd. 2019). Kızılgeyik için farklı olarak yurt alanı yarıçapı literatürdeki yaklaşık değer olan 3 km olacak şekilde analiz gerçekleştirilmiştir. Bununla ilgili olarak, Soyumert (2010) kızılgeyiğin ortalama yurt alanı büyüklüğünün 4 ile 8 km² arasında değiştiğini belirtmiştir. Burada erkek geyik için maksimum yurt alanı olan 8 km² alındığında yurt alanı yarıçapı yaklaşık olarak 1,6 km'dir. Bu yarıçap mesafesi erkek

bireyler için Macaristan’da 4,62 km’ye (Szemethy vd. 1998), Fransa’da ise 5,35 km’ye (Pépin vd. 2008) çıkmaktadır. Genel olarak, erkek kızılgeyik bireyinin yıllık ortalama yurt alanı büyüklüğünün 5 – 35 km², dişi bireylerin ise 2 – 8 km² arasında değiştiği akademik çalışmalarda (Kamler vd. 2007, Meisingset vd. 2018, Mattioli vd. 2022) belirtilmiştir. Bu çalışmada belirlenen 3 km yarıçap mesafesi belirtilen literatürle uyumludur.

Son olarak, *SDMToolbox* yazılımının *Run MaxEnt: Spatial Jackknifing* aracı kullanılarak her iki hedef tür için ayrı ayrı MaxEnt analizi yürütülmüştür. Öncelikli olarak csv uzantılı varlık verileri model yazılımına tanımlanmış, ardından asc formatındaki 25 değişken çevresel değişken dosyası yoluna eklenmiştir. MaxEnt model ayarları yazılıma girilmiştir. Modellemede kullanılan varlık noktalarının %80’i eğitim verisi ve %20’si test verisi olarak rastgele seçilmiştir (Tobgay 2019). Ayrıca, bu yazılımda hangi maxent ayarlarının (feature types, regularization multiplier) kullanılacağı tespit edilmiştir. Burada dikkat edilmesi gereken delta.AICc (*the Akaike Information Criterion*) değerinin sıfıra eşit olduğu model ayarlarının seçilmesidir (Warren ve Seifert 2011). *SDMToolbox* yazılımı bu ayarları otomatik olarak tespit etmiştir. Regularizasyon katsayısı arttıkça daha genele yayılan bir tür dağılım haritası elde edilebilmektedir (Phillips ve Dudik 2008, Fois vd. 2018). Modelde regularizasyon katsayısı (*rm*) 0.5, 1, 2, ve 5 olarak alınmıştır (Fois vd. 2018, Almasieh vd. 2019).

Bunun yanında, değişkenlerin önem derecesini belirlemek için modelde *Jackknife Test* seçeneği işaretlenmiştir. Bu test, modelde yalnız başına kullanıldığında en fazla yararlı bilgi içeren çevresel değişkenleri ve analizden çıkarıldığında test kazancını azaltan değişkenleri göstermektedir (Phillips vd. 2006, Baldwin 2009, Elith vd. 2010, Shcheglovitova ve Anderson 2013). Sürekli değişken tipi ölçekteki (0 ile 1 arası değerler) olasılık dağılımında habitat uygunluğunu ölçmek için çıktı formatı olarak cloglog format kullanılmıştır. Bu format, lojistik çıktı formatına göre yüksek doğruluk payına sahiptir ve özellikle 0,5 değerinin üstündeki olasılıklarda tahmin gücü yüksek olan gerçeğe en yakın sonuçları vermektedir (Phillips vd. 2017). Öznitelik tipi (*feature type*) olarak “Auto” seçeneği işaretlenmiş ve model 10 tekerrürlü olarak çalıştırılmıştır (Uzun 2023).

Modellerin tahmin performansı 10 aşamalı çapraz doğrulamayla (10k-fold cross-validation) analiz edilmiştir (Marcot ve Hanea 2021, Shokri vd. 2021, Khosravi vd. 2022). MaxEnt model performansını test etmek amacıyla ROC eğrisini ifade eden AUC (*Area under the ROC Curve*) değeri kullanılmıştır (Wang vd. 2007, Dupin vd. 2011, Akyol vd. 2020). Yazılımda final modeli olarak en yüksek AUC değeri seçilmiştir. AUC değeri 0 ile 1 arasında değişen bir değer olmakla birlikte bu değer 1'e ne kadar yakınsa model o kadar doğru ve başarılıdır. 0,9'a eşit veya daha büyük AUC değerleri model başarısının çok iyi olduğunu, 0,8'in altındaki değerler model başarısının zayıf olduğunu ve 0,8 ile 0,9 arasındaki değerler ise iyi bir model başarısının olduğunu ifade etmektedir (Swets 1988, Phillips vd. 2006, Hosmer vd. 2013, Walden- Schreiner vd. 2017, Çoban vd. 2020).

Elde edilen tür dağılım sonuç haritalarında türlerin yayılış skalası 0 ile 1 arasında değişen değerler almaktadır. Model çıktısında 1 değerine doğru yaklaşılması tür popülasyonunun o bölgede yoğunluk gösterdiği anlamına gelmektedir. Modelde maksimum eğitim hassasiyeti ve özgüllük değerlerine göre bir eşik haritası da otomatik olarak oluşturulmuştur. Bu haritada eşik değerinin altındaki alanlar hedef türler için uygun olmayan habitatları, üstündeki alanlar ise uygun habitatları göstermektedir (Almasieh vd. 2019). Ek olarak, hedef türlere ait IUCN yayılış haritaları Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği'nin resmi kırmızı liste internet sayfasından indirilmiştir (McLellan vd. 2017, Lovari vd. 2018). Çalışmada elde edilen eşik haritası ile türlerin IUCN yayılış alanları verisi üst üste bindirilerek karşılaştırılmıştır (Savvantoglou 2022). Burada karşılaştırma yapılmasının nedeni, çalışmada incelenen hedef türlerin yiyecek ve eş aramak için seyrek kullandığı fakat uzun vadede hayatta kalabilmesini sağlayan koridor ve adım taşlarının (step stone) hangi bölgelerde yoğunlaştığı ya da bu türler için gelecekte gidebilecekleri rekolonizasyon alanlarının (çekirdek habitatların) nereler olduğunu anlamaya çalışmaktır.

3.2.5 Habitat uygunluk alanlarının belirlenmesi

Modelde maksimum eğitim hassasiyeti ve özgüllük değerlerine göre hedef türlerin birer eşik haritası, *SDM Toolbox* yazılımında otomatik olarak oluşturulmuştur. Bu eşik değer haritaları (*ursus_tresholded.asc*, *cervus_tresholded.asc*) aynı zamanda hedef türlerin habitat uygunluk alanlarını da vermektedir (Pearson vd. 2007, Giuseppe ve Luigi 2016, Riga vd. 2022). Bu haritada eşik değer altındaki alanlar hedef türler için uygun olmayan habitatları, üstündeki alanlar ise uygun habitatları göstermektedir (Almasieh vd. 2019, Mukherjee vd. 2021). Bu ikili haritaların oluşturulması için “varlık noktalarının %10’u” metodu seçilmiştir (Giuseppe ve Luigi 2016, Riga vd. 2022).

3.2.6 Peyzaj direnç haritalarının oluşturulması

Bu aşamada; orman, tarım alanları, meralar, yerleşim alanları vb. alan kullanımları ile karayolu, demiryolu ve akarsular üzerinden çalışma alanındaki peyzaj dirençleri, uzman yaklaşımı doğrultusunda tayin edilen 0-1000 değer aralığındaki direnç katsayılarına göre belirlenmiştir. Burada 0-100 direnç katsayı aralığı yerine 0-1000 aralığının kullanılmasının en önemli nedeni daha geniş değer aralıklarında kümülatif toplamda daha ayrıntılı sonuçlar alınması ve direnç yüzeyi haritasının hassasiyetinin olabildiğince artırılmasıdır (Gurrutxaga vd. 2010, Girardet vd. 2015, Özcan ve Erzin 2020). Bu doğrultuda, çalışmanın hedef türlerinin geçişine engel olabilecek nitelikteki, 100x100m piksel boyutuna sahip peyzaj direnç haritası üretilmiştir. Buradaki odak nokta ise, farklı alan kullanım tiplerine, karayolu taşıt yoğunlukları ve akarsu genişliklerine göre peyzajın tür geçişlerine olan direncini (zorlayıcı-engelleyici-kısıtlayıcı etkisini) gösteren direnç katsayılarının (Zeller vd. 2012) belirlenmesidir (Çizelge 3.6). Örneğin, bir türün geçişini engelleme açısından, kentsel alanlar tarım alanlarına göre daha yüksek direnç katsayısına, tarım alanları ise orman alanlarına oranla daha yüksek direnç katsayısına sahiptir (Ferrerias 2001, Carroll 2006, Zimmermann ve Breitenmoser 2007, Gurrutxaga vd. 2010, Zeller vd. 2012, Girardet vd. 2015). Buna ek olarak, karayollarının trafik hacim verilerine göre taşıt yoğunluk (taşıt/gün) sınıflandırılmasında, Karayolları Genel Müdürlüğü’nün trafik hacim verilerinden yararlanılmıştır (KGM 2022).

Çizelge 3.6 Peyzaj direnç değerleri (Gurrutxaga 2010, Girardet 2015)

Faktör	Alt Faktör	Direnç Değerleri	Veri Kaynağı
Arazi kullanımları	Yerleşim Alanları (Tüm yapısal öğeler)	1.000	ESA_2020 Arazi
	Barajlar	500	Örtüsü Verisi
	Sulu tarım	60	CORINE 2018
	Kuru tarım	50	
	Meyvelik	50	
	Mera	30	COPERNICUS Orman Örtüsü Verisi
	Çayırılık	30	
	Orman	1	
Karayolu	<1.000 taşıt/gün	80	KGM verisi Open Street Map
	1.000-5.000 taşıt/gün	100	
	5.000-10.000 taşıt/gün	300	
	10.000-20.000 taşıt/gün	700	
	>20.000 taşıt/gün	800	
Akarsular	Geniş akarsu (>30 m geniş)	120	DSİ verisi Open Street Map
	Orta boyuttaki akarsu (10-30 m)	60	
	Küçük akarsu (<10 m geniş)	20	
Demiryolu	Tren hattı	100	Open Street Map

Çizelge 3.6’da verilen peyzaj direnç değerlerinin tayininde yaygın literatürün (Gurrutxaga 2010, Zeller vd. 2012, Girardet 2015) yanında, alanında yetkin 10 yaban hayatı uzmanının görüşlerinden de yararlanılmıştır. Çizelgedeki her bir değişkene direnç değerlerinin atanmasında EK-II’de verilen uzman formu kullanılmış ve uzmanların her bir değişkene (alan kullanımına) verdiği cevapların ortalaması alınarak literatürle birlikte direnç değerleri belirlenmiştir.

Çalışma alanındaki ekolojik bağlantıların belirlenmesinde kullanılacak olan direnç haritalarının hedef türler bazında oluşturulması için tür dağılım modellemesinde ortaya konulan habitat uygunluk haritası kullanılmıştır. Bunun için öncelikle habitat uygunluk haritası 0 ile 1 değeri arasında olacak şekilde yeniden ölçeklendirilmiştir. Bu işlemin gerçekleştirilmesinde kullanılan denklem (Keeley vd. 2016) aşağıdaki gibidir.

$$f(x) = (x - \min) / (\max - \min) \quad (2)$$

Burada x, her bir hücrenin sahip olduğu habitat uygunluk değerini, min ve max ise sırasıyla minimum ve maksimum habitat uygunluk değerlerini vermektedir. Bire yakın değerler en uygun habitat koşullarını, sıfıra yakın değerler ise en az uygun habitatı göstermektedir.

Bu işlemten sonra elde edilen 0 ile 1 arası değere sahip habitat uygunluk haritası direnç haritasına dönüştürülmüştür. Literatürdeki en yaygın yaklaşımlardan birisi de habitat uygunluğu ile direnç arasındaki ters yönlü ilişkidir (Falcucci vd. 2008). Bunun için uygunluk değerlerinin tersi hesaplanmış ve değerler 1 ile 1.000 arasında olacak şekilde yeniden ölçeklendirilmiştir. Elde edilen harita, türün bir lokasyondan başka bir lokasyona hareketine engel olan peyzaj dirençlerinin haritasıdır. Bunun için aşağıdaki dönüşüm fonksiyonu kullanılmıştır (Tobgay 2019).

$$R = 1.000 * (\text{float} ((\text{"H"} - H_{\max}) * -1) + H_{\min}) \quad (3)$$

Burada R; direnci, H; Habitat uygunluğu raster katmanını, $H_{\max}$; habitat uygunluk katmanının maksimum değerini, $H_{\min}$; habitat uygunluk katmanının minimum değerini ifade etmektedir.

Her iki hedef tür için oluşturulan dönüştürülmüş direnç katmanları, alan kullanımlarına bağlı olarak ve uzman görüşüyle üretilen direnç katmanına eklenmiştir. Bunun sonucunda, 1 ile 2.000 arasındaki direnç değerlerine sahip toplam direnç haritaları iki hedef tür için ayrı ayrı üretilmiştir. Burada, üst değerler hayvan hareketini yüksek düzeyde engelleyen direnç yüzeylerini ve alt değerler ise harekete izin veren ya da düşük oranda kısıtlayan direnç yüzeylerini ifade etmektedir.

3.2.7 Ekolojik bağlantılılık modeli

MaxEnt modeli tarafından üretilen habitat uygunluk katmanı, dönüşüm formülü ile peyzaj direnç katmanlarının üretilmesinin yanında, hedef türler için çekirdek alanların belirlenmesinde (bkz. Başlık 3.2.2) kullanılmıştır. Çalışma kapsamındaki ekolojik bağlantılılık modelinde, hedef türlere ait raster veri tipindeki toplam direnç katmanları ve vektör veri tipindeki çekirdek alan katmanları modele sokularak, bozayı ve kızılgeyik için ayrı ayrı peyzaj bağlantılılık analizleri gerçekleştirilmiştir. Tahmine dayalı bağlantılılık analizlerinin yürütülmesinde *Linkage Mapper v3.0.0* (McRae ve Kavanagh 2011) yazılımı kullanılmıştır. Bu yazılım, bölgesel ölçekteki bu çalışmada yaban hayatı koridorlarının planlamasında (koridor haritalama ve önceliklendirmede) kullanılmıştır. Phyton tabanlı ve açık erişimli yazılım, temelde Devre Teorisi (Circuit Theory) yaklaşımını kullanmakla birlikte, yine Devre Teorisi'ni kullanan başka bir yazılım olan *Circuitscape v4.0.7* yazılımı (Shah ve McRae 2008) tabanında çalışmaktadır (bkz. Başlık 2.7). Modelde kullanılan tüm yazılım ve araçlar eklenti olarak indirilmiş ve CBS tabanlı *ArcGIS v10.8* programında çalıştırılmıştır.

Ekolojik bağlantılılık modelinde, ilk aşama olarak *Bağlantı Yolları Haritalayıcısı* (*Linkage Pathways Tool_LPT*) aracı (McRae ve Kavanagh 2011) kullanılarak çekirdek alanlar arasındaki en düşük maliyetli koridorlar belirlenmiştir. Yazılımda girdi verisi olarak çekirdek alanların bulunduğu vektör verisi, peyzaj direnç yüzeylerini içeren raster veri ve çekirdek alanlar arası mesafeyi içeren metin dosyası (*txt* formatlı) kullanılmıştır. Burada, çekirdek alan çiftleri arasındaki öklit mesafelerinin ölçülmesini sağlayan *Conefor v2.6* yazılımı (Saura ve Torné 2009) işletilmiştir. LPT, bahsedilen girdi verilerini kullanarak Maliyet Ağırlıklı Mesafe'leri (Cost Weighted Distances_CWD) ve En Düşük Maliyetli Yol'ları (Least Cost Path_LCP) hesaplamakta ve mozaikleme yoluyla tümleşik bir en düşük maliyetli potansiyel koridor haritası üretmektedir. Burada ekolojik koridorların ana hattını vermesi açısından LCP tercih edilmiştir (Adriaensen vd. 2003, McRae ve Kavanagh 2011, Dutta vd. 2015). En düşük maliyetli koridor hesabında kullanılan formül aşağıda verilmiştir.

$$CWD_A + CWD_B - LCD_{AB} \quad (4)$$

Burada, CWD_A , çekirdek habitat A'dan gelen CWD, CWD_B , çekirdek habitat B'den gelen CWD ve LCD_{AB} , LCP boyunca devam eden biriken maliyet ağırlıklı mesafedir (McRae ve Kavanagh 2011).

En düşük maliyetli ekolojik bağlantılar, yaban hayvanlarının çekirdek alanlar arasında hareket etmesini sağlayan en iyi rotayı tanımlamaktadır. CWD, çekirdek alanlar arasındaki tüm maliyeti veya maksimum maliyetli mesafeyi vermesinin yanında, iki çekirdek alan arasında geçiş yapmak için gereken minimum birikimli maliyeti (LCD) de belirtmektedir. CWD, bağımsız hücrelerin direnç değerlerinin hücre boyutuyla çarpımına eşittir. LCD, çekirdek habitatlar arasında minimum CWD ile oluşturulan tek bağlantı yolunu tanımlamaktadır (Adriaensen vd. 2003).

Ekolojik bağlantılar, maliyet ağırlıklı oran metriklerine göre analiz edilip karşılaştırılmaktadır. Bu çalışmada, bağlantılılık modeli tarafından hesaplanan ve peyzaj bağlantılarının kalitesini belirleyen iki metrik kullanılmıştır. Bunlardan birincisi, CWD'nin Öklid mesafelerine (EucD) oranı ($CWD/EucD$) aracılığıyla hesaplanmaktadır. Bu metrik, yaban hayvanının çekirdek alan çiftleri arasında Öklid mesafesini hesaba kattıktan sonra hareket etmesindeki zorluğu göstermektedir. İkinci metrik (CWD/LCP) ise, yaban hayvanının optimal veya en düşük direnç rotası olarak tanımlanan LCP boyunca hareket ederken karşılaşması gereken ortalama direnci tanımlamaktadır. CWD/LCP değeri 1'e ne kadar yakınsa, koridor kalitesi o kadar yüksektir. Her iki metrik için de değerlerin düşük olması peyzaj bağlantılarının kalitesinin daha yüksek olması anlamına ve oran değerlerinin yükselmesi ise yaban türlerinin kısa mesafeli geçişlerde çok daha yüksek dirençlerle karşılaşarak hayvanın zarara uğramasındaki açmazın ya da zorluğun giderek artması anlamına gelmektedir (Dutta vd., 2015). Örneğin, iki tarafında yoğun bitki örtüsüne sahip ormanların bulunduğu (bu orman eğer ideal koridorun tespit edildiği bölgede ise) bir otoyoldan geçen yaban hayvanının ölüm riski diğer koşullara göre çok daha yüksektir.

İkinci aşamada, Devre Teorisi ve Grafik Teorisi prensipleriyle çalışan (Gallo vd. 2019) *Circuitscape* yazılımı tabanlı *Merkezilik Haritalayıcı (Centrality Mapper_CM)* aracı (McRae 2012a) kullanılarak, düğümlerden (çekirdek alanlardan) ve bağlantılardan geçen akımın akış merkeziliği hesaplanmıştır. CM aracı, her bir çekirdek alanı bir düğüm, her bağlantıyı tek bir direnç olarak ele alarak, karşılık gelen en düşük maliyetli koridorun maliyet ağırlıklı mesafesine eşit bir direnç atamaktadır. Sonrasında, CM, bir çekirdek alana 1 amperlik akım (Amps) enjekte edip diğerlerini toprağa nötrleyerek tüm çekirdek alan çiftlerini tekrar tekrar analize sokmaktadır (bkz. Başlık 2.7). Sayısız yinelemeden (iterasyondan) sonra, her bir çekirdek alan ve bağlantı için kümülatif bir akım akışı haritası oluşturmaktadır. Akım akışının merkeziliği, peyzajdaki genel ağ bağlantılılığının sürdürülmesinde ilgili bağlantının önemini ölçülmesini sağlamaktadır. Süreç boyunca en düşük maliyetli koridor, çekirdek alanlar arasında akımın akacağı yüzey görevi görmektedir. Akım akış miktarı, akımın içinden geçtiği raster hücrelerinin sahip olduğu peyzaj direnç değerine bağlı olarak farklılık göstermektedir. Elektrik devre modelinde olduğu gibi direnç değeri arttıkça akım miktarı azalmaktadır. Dolayısıyla, yüksek akım (yüksek akım akış merkeziliği), yüksek kalitede habitat alanları ve bağlantılarını temsil etmektedir (McRae vd. 2008, McRae ve Shah 2009, Carroll vd. 2012). Merkezilik değerlerini çekirdek alan boyutlarına göre standartlaştırmak için, merkezilik değerleri çekirdek alanın yüzölçümüne bölünerek, alan düzeltilmeli merkezilik puanları hesaplanmıştır. Hem çekirdek alanlar hem de peyzaj bağlantıları için merkezilik ve düzeltilmiş merkezilik puanları yüksek olanlar, alandaki ekolojik bağlantılılıkta yüksek önem düzeyine sahip peyzaj bileşenleri olarak belirlenmiştir. Ayrıca, çekirdek alanlar ve ekolojik koridorların merkezilik önemlerinin mekânsal sınıflandırmasında eşit aralıklı sınıflandırma yöntemi kullanılmıştır (Dutta vd. 2015, Tobgay 2019).

Üçüncü aşamada, *Düğüm Noktaları Haritalayıcı (Pinchpoint Mapper_PM)* aracı (McRae 2012b), 'düğüm (daralma) noktalarını', diğer bir ifadeyle, akım yoğunluklarının (Amps/hücre) yüksek olduğu en düşük maliyetli koridorların içerisindeki bölgeleri tanımlamaktadır. Bu daralma noktaları, koridorların yaban hayvanlarının hareketi açısından darboğaz işlevi gören veya alternatif rotaların olmadığı alanları temsil etmektedir. Daralma noktaları, düşük dirençli arazi örtüsü tiplerinin mekânsal daralma göstermesi veya ulaşım ağlarının sebep olduğu kısıtlamalardan kaynaklanabilmektedir.

(McRae vd. 2008, Carroll vd. 2012). Belirlenen daralma noktalarındaki küçük alan kayıpları bile bağlantının tehlikeye girmesine neden olduğundan, bu daralma noktaları ekolojik bağlantı kalitesinin korunması veya iyileştirilmesinde kilit bir rol oynamaktadır (Castilho vd. 2015). PM aracı, aynı zamanda CM aracının kullandığı tüm yaklaşım ve süreçleri kullanmakta ve akım akış merkeziliğini sürece dahil etmektedir. Düğüm noktaları analizinde, çekirdek alanlar arasındaki bağlantıların daralmalarını incelemek için “komşu çekirdek alanlar” ve “tüm çekirdek alanlar için pairwise” seçeneklerinin ikisi de işaretlenmiş ve gerçeğe daha yakın sonuçlar veren 100 km'lik bir koridor kesme genişliği (CWD cutoff distance) tercih edilmiştir (WHCWG 2010, Dutta vd. 2015).

Dördüncü aşamada, *Bağlantı Önceliği (Linkage Priority_LP)* aracı (Gallo ve Greene 2018), çalışma alanındaki çekirdek alanları ve ekolojik bağlantıları öncelik sırası bakımından değerlendirerek, bir öncelikli bağlantılar haritası oluşturmuştur. Bu analizin gerçekleştirilmesinde kullanılan formüller aşağıda verilmiştir. İlk formül, çekirdek alanların ekolojik bağlantılılıktaki öncelik değerini (sırasını) ortaya koymaktadır. Çekirdek alan öncelik değeri (Core Area Value_CAV), her bir çekirdek habitatın şekline (alan/çevre), ortalama direnç değerine (tersi alınır), alanına ve akım akış merkeziliğine (*CF_central*) bağlı olarak hesaplanmaktadır (Gallo ve Greene 2018).

$$CAV_i = k_1 \times \frac{A_i - A_{min}}{A_{max} - A_{min}} + k_2 \times \left(1 - \frac{R_i - R_{min}}{R_{max} - R_{min}}\right) + k_3 \times \frac{S_i - S_{min}}{S_{max} - S_{min}} + k_4 \times CF_Central_i \quad (5)$$

Burada, CAV_i , “i” çekirdek alanının öncelik değerini (0 ile 1 aralığında değer alır) diğer bir ifadeyle öncelik sırasını; A_i , R_i , S_i , sırasıyla çekirdek habitatının alan, ortalama direnç, şekil (alan/çevre) değerini; A_{max} ve A_{min} , çekirdek alanların maksimum ve minimum alanını; R_{max} ve R_{min} , çekirdek alanların maksimum ve minimum direnç değerlerini; S_{max} ve S_{min} , çekirdek alanların maksimum ve minimum şekil değerini; $CF_Central_i$, “i” çekirdek alanının akım akış merkeziliğini; k_1 , k_2 , k_3 ve k_4 ise alan(1), direnç(2), şekil(3) ve akım akış merkeziliği(4) indekslerine ait ağırlıkları (toplamları 1 olmalıdır) ifade etmektedir (Hou vd. 2023). Formülde parametrelerin ağırlıkları (k) eşit alınmıştır (Gallo ve Greene 2018).

İkinci formül ise çekirdek alanlar arasındaki en düşük maliyetli bağlantıların öncelik değerini (sırasını) hesaplamaktadır. Ekolojik bağlantı öncelik değeri (Corridor Specific Priority_CSP), bağlantının sağlandığı çekirdek alan çiftlerinin normalize edilmiş ortalama çekirdek alan öncelik değerine (nCAV), bu iki çekirdek alan arasındaki bağlantının geçirimsizlik değerine (ortalama direncin tersi) ve çekirdek alanların yakınlığına (bağlantının uzunluğuna) bağlı olarak hesaplanmaktadır (Gallo ve Greene 2018).

$$CSP_{mn} = k_4 \times \frac{(CAV_m + CAV_n)}{2} + k_5 \times \left(1 - \frac{L_i - L_{min}}{L_{max} - L_{min}}\right) + k_6 \times \left(1 - \frac{lcp_R_{mn} - lcp_R_{min}}{lcp_R_{max} - lcp_R_{min}}\right) \quad (6)$$

Burada CSP_{mn} , “Çekirdek alan m” ile “Çekirdek alan n” arasındaki en düşük maliyetli yolun öncelik değerini (0 ile 1 aralığında değer alır) diğer bir ifadeyle öncelik sırasını; CAV_m ve CAV_n , “Çekirdek alan m” ve “Çekirdek alan n”nin öncelik değerlerini; L_i , bu iki çekirdek alan arasındaki en düşük maliyetli yolun uzunluğunu; lcp_R_{mn} , iki çekirdek alan arasındaki en düşük maliyetli yoldaki ortalama direnç değerini (CWD/LCP); L_{max} ve L_{min} , tüm en düşük maliyetli yolların maksimum ve minimum uzunluğunu; lcp_R_{max} ve lcp_R_{min} , tüm en düşük maliyetli yollar için maksimum ve minimum ortalama direnç değerini; k_4 , k_5 , k_6 ise, çekirdek alan önceliği(1), en düşük maliyetli yolun uzunluğu(2) ve en düşük maliyetli yoldaki ortalama direnç(3) indekslerinin ağırlıklarıdır (Hou vd. 2023).

Bu çalışmada, ekolojik bağlantı önceliği analizine dahil edilen tüm parametrelerin ağırlıkları eşit alınmıştır (Gallo ve Greene 2018, Spencer vd. 2019, Hou vd. 2023). Bu analizden elde edilen çıktılar, ekolojik bağlantılılığın öncelikli olarak korunması gerektiği kritik bağlantı bölgelerini işaret etmektedir. Ayrıca, çekirdek alanların ve ekolojik bağlantıların öncelik sınıflamasında mekânsal sınıflandırmaya uyarlanabilirliğinin iyi olması ve yüksek doğruluğa sahip olması nedeniyle sıklıkla tercih edilen doğal kırımlar (Natural jenks) yöntemi kullanılmıştır (Chen vd. 2013).

Beşinci aşamada, *Bariyer Haritalayıcı* (Barrier Mapper_BM) aracı (McRae 2012c),

koridorların kalitesini ve/veya konumunu etkileyen önemli engelleri tespit etmektedir. Temelde restorasyon ve risk azaltmanın gerektiği alanları belirtmektedir. Araç, ilk aşamada kullanılan direnç verisi ile CWD ve LCD raster verilerini (maliyet ağırlıklı mesafeleri) girdi olarak kullanmaktadır. Bariyerlerin minimum algılama yarıçapı 150m ve maksimum algılama yarıçapı 500m olarak ayarlanmıştır. Bu ayarlar 150, 325 ve 500m'deki engelleri haritalayacak ve bunları maksimum ve toplam (sum) birleştirme yöntemlerini kullanarak bu 3 ölçek arasında özetleyecektir. Maksimum yöntemi, piksel değerlerini tüm çekirdek alan çiftleri arasındaki bağlantıların bariyer alanlarından alınan maksimum restorasyon puanına ayarlamaktadır. Sum yöntemi ise, piksel değerini bariyerlerin restorasyon puanlarının toplamına ayarlamaktadır. Sum yöntemi, 'bariyer merkeziliğinin' bir ölçüsünü vermekle birlikte, daha öz bir sonuç çıkarabilmektedir. Analiz çıktıları, dirençlere bağlı olarak bariyerlerin olumsuz etkisini azaltmanın hedeflendiği restorasyon alanlarını ve bunların en düşük maliyetli koridorlardaki iyileşme yüzdelerini vermektedir. Yüksek iyileşme yüzdelerine sahip bariyer alanları, restorasyonun başlangıcında daha hızlı iyileşme potansiyeline sahip olan düşük LCD'li ekolojik bağlantıları işaret etmektedir. Bunun yanında restorasyon skorlarının yüksek olduğu alanlar aynı zamanda çekirdek alanlar arasındaki habitat parçalanmasından kaynaklı olarak gerçekleşen ekolojik bağlantılılığın bozulmaya uğradığı veya tamamen kaybolduğu kritik alanları (ekolojik bağlantılılığın devamlılığı açısından öncelikli iyileştirme çalışması gerektiren alanları) işaret etmektedir (McRae vd. 2012d).

3.2.8 Ekolojik bağlantılılık planlaması

Yöntemin bu son adımında, üçüncü aşamadan üretilen “Koridor daralma bölgeleri” ve dördüncü aşamadan üretilen “Öncelikli bağlantılılık alanları” katmanları birleştirilerek bir “Koruma öncelikli bağlantılılık alanları” katmanı üretilmiştir. Bu katman ile beşinci aşamadan elde edilen “Restorasyon öncelikli alanlar” katmanı birleştirilerek çalışma alanındaki ekolojik koridorların “Öncelikli koruma ve restorasyon haritası” üretilmiştir (Gallo vd. 2019).

Bariyer Haritalayıcı (BM) aracı yardımıyla hesaplanan (daha iyi sonuç vermesi nedeniyle

bozayı için SUM ve kızılgeyik için MAX yönteminden elde edilen çıktılar kullanıldı) ve hedef türlere mukavemet gösteren bariyer etki bölgeleri Jenks yöntemi ile bariyer etkisi düşük ve yüksek şeklinde iki sınıfa ayrılmıştır (Chen vd. 2013). Fakat, sınıflandırma çıktılarının iyi sonuç vermemesi (bariyer bölgelerinin geniş alanlar kaplaması nedeniyle restorasyon için odaklanılması gereken alanların büyüklüğü) sebebiyle Jenks yönteminde bozayı için 533 olan eşik değeri 1.000 değerine yükseltilmiştir. Kızılgeyik için bu eşik değeri 500 değerine çekilmiştir. Bu ayar, ekolojik bağlantılılığa engel olabilecek bariyer noktalarının daha küçük yüzölçümüne sahip lokal bölgelerine odaklanılmasını sağlayacaktır. Her iki eşik değerinin de sınıflandırma çıktıları harita olarak verilmiştir. Bunun yanında, ekolojik koridorların LCD'sine göre yüzde cinsinden restorasyon skorları da hesaplanmış ve haritalandırılmıştır.

Koruma öncelikli bağlantılılık alanlarının belirlenebilmesi için, bağlantılılık modelindeki 3. aşamadan üretilen koridor daralma bölgeleri (pinchpoints) ikinci bir sınıflandırmaya tabi tutulmuştur. Bozayı için yapılan ikili sınıflandırmada eşik değeri 3 ve kızılgeyik için 8'dir. Bu eşik değerler, hesaplanan maksimum daralma puanlarına göre ayarlanmış ve mekânsal daralma açısından önemli görülen lokal bölgelere odaklanılması sağlanmıştır. Bununla birlikte, bağlantılılık modelindeki 4. aşamadan üretilen öncelikli bağlantılar da yine ikili sınıflandırmaya tabi tutulmuştur. Buradaki sınıflandırmada ise farklı olarak Jenks doğal kırılma yöntemi kullanılmış ve öncelikli ekolojik koridorlar 5 sınıfa ayrılmıştır (Chen vd. 2013). Her iki hedef tür için Jenks sınıflamasına göre en yüksek öncelik sınıfı olan beşinci sınıf aralığı kullanılmıştır. Buna göre, ikili sınıflamadaki doğal eşik bozayı için 0,72 iken, kızılgeyik için 0,78'dir. Bu eşiklerin üstünde kalan alanlar yüksek öncelikli ekolojik bağlantı bölgeleri olarak belirlenmiştir.

Tür geçişlerinin sağlanması için potansiyel koridorlarla birlikte ekolojik köprülerin de yerleri belirlenecektir. Ekolojik köprüler belirlenirken trafik yoğunluğu yüksek karayollarının ve demiryollarının yüksek önceliğe sahip koridorları, öncelikli koruma ve restorasyon alanlarını kestiği yerlere odaklanılmıştır. Fakat üst geçitlerin belirlenmesinde sadece koridor bilgisi yeterli olmamakla birlikte topografya, yol, drenaj gibi birtakım kriterlerin de dikkate alındığı bütüncül bir yer seçim çalışması gerekmektedir (Clevenger ve Ford 2010, Smith vd. 2015).

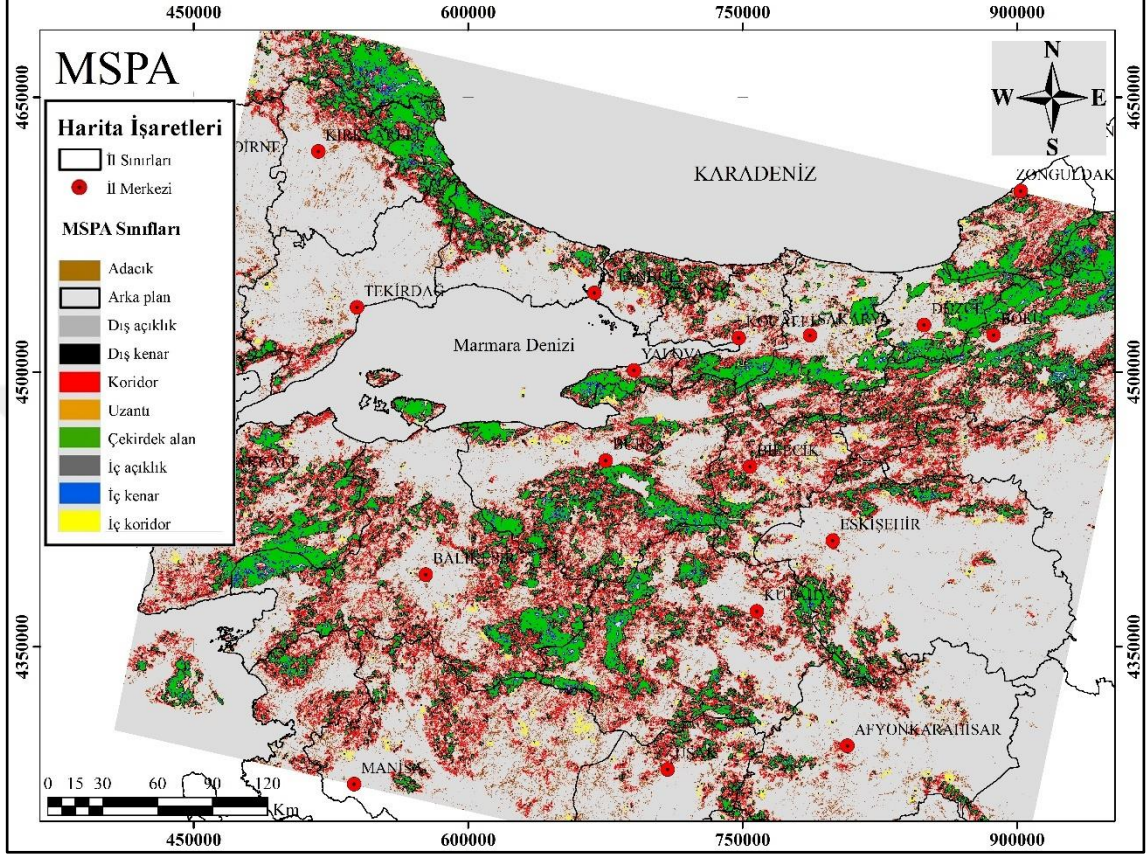
4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1 Çekirdek Alanlar ve Çalışma Alanı Sınırı (MSPA Analizi)

Bozayı için gerçekleştirilen MSPA analizi sonuçlarına göre, 0,36 ile 52.600 hektar arası büyüklükteki irili ufaklı yaklaşık 5.600 adet habitat lekesi elde edilmiştir. Bu lekeler içerisinde 5.000 ha ve üzeri habitat alanları çekirdek alan olarak belirlenmiştir (Favilli 2013, 2015). Bu çalışmalarda bozayı (*Ursus arctos*) için minimum çekirdek alan büyüklüğü 5.000 hektar ve üzeri olarak ifade edilmiştir. Bu doğrultuda, toplamda 19 adet çekirdek alan niteliğindeki habitat lekesi tespit edilmiştir. Burada MSPA ile belirlenen çekirdek alanlar kenar bölgelerinden ayrı tutulmuştur ve analiz gereği bu kenar zonlarını içermemektedir. Bunun yanında, çalışmanın ileriki bölümünde ele alınan tür dağılım modellemesinden hedef türler için otomatik olarak elde edilen eşik değerli ve iki sınıfa ayrılmış (uygun-uygun değil) tür dağılım haritaları (habitat uygunluk alanları) kritik öneme sahip çekirdek alanları belirlemede kullanılmıştır (Giuseppe ve Luigi 2016). Modelleme sonucu belirlenen ve bozayının barınabileceği uygun habitat alanları, elde edilen 19 habitat lekesiyle *ArcMap* yazılımı yardımıyla karşılaştırılarak, 5.000 hektarın üzerindeki toplamda 15 adet büyük habitat lekesi elde edilmiştir. Bu lekeler, bozayının yaşamını sürdürebilmesi için gereksinim duyduğu çekirdek alanlardır.

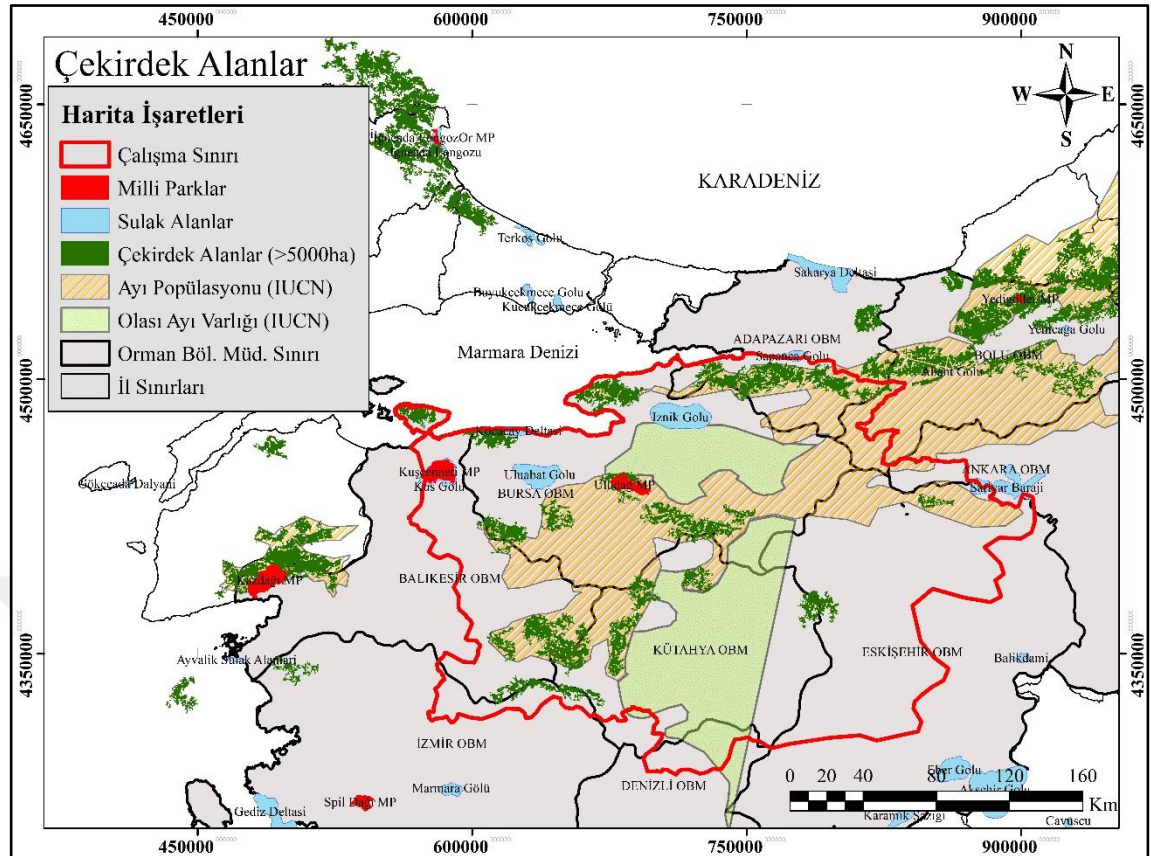
Benzer işlemler kırmızıyayık için de gerçekleştirilmiştir. Buna göre, alansal büyüklükleri 0,56 ile 60.976 hektar arasındaki yaklaşık 7.300 adet habitat lekesi belirlenmiştir. Weiss vd. (2022), kırmızıyayık için 2.600 hektarlık bir alanı çekirdek alan olarak tanımlamıştır. Başka bir çalışmada, Belçika’da dişi kırmızıyayığın yurt alanı büyüklüğünün 2.000 hektarın üzerine çıkabildiği ifade edilmektedir (Licoppe 2006). Çalışmanın ölçeği de göz önünde bulundurularak, kırmızıyayık için minimum çekirdek alan büyüklüğü 3.000 ha olarak belirlenmiştir. Belirlenen habitat lekelerinden 3.000 ha ve üzeri alanlar seçilmiştir. Buna göre, toplamda 38 adet leke belirlenmiştir. Tür dağılım modelinden elde edilen kırmızıyayık habitat uygunluk alanları ile bu lekeler karşılaştırılarak 3.000 hektarın üzerindeki toplam 29 adet çekirdek alan belirlenmiştir.

Elde edilen MSPA haritası Şekil 4.1’de verilmiştir. Haritada çekirdek alanlar, adacıklar, koridorlar, uzantılar gibi peyzaj bileşenleri gösterilmiştir.



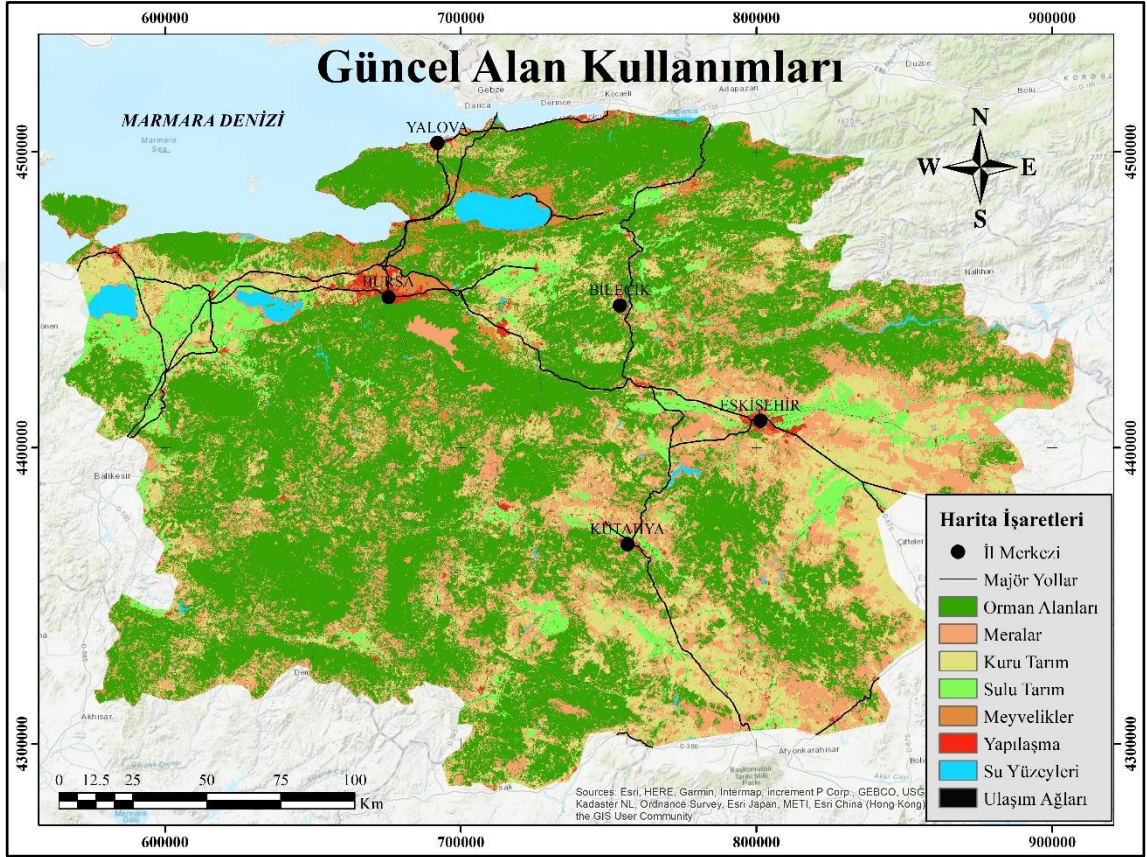
Şekil 4.1 Morfolojik Konumsal Desen Analizi (MSPA)

Bu çalışmada ekolojik sınır belirlemek için önemli olan unsur, çekirdek alanların tespiti ve alansal dağılımlarıdır. Bu doğrultuda, MSPA analizi sonucunda belirlenen çekirdek alanlar, çalışma sınırlarının (ekolojik sınırların) belirlenmesinde kullanılmıştır. Ayrıca, bozayı kızılgeyiğe göre şemsiye tür olması nedeniyle (vücut büyüklüğü ve yurt alanı büyüklüğü kızılgeyikten daha fazla olduğu için) çalışma sınırlarını ifade eden ekolojik sınırların belirlenmesinde öncelikli olarak değerlendirilmiştir. Buna göre, çalışmada hedef türlerin barındığı doğal yaşam alanlarını ifade eden çekirdek alanlar (core area) ve IUCN ayı popülasyon alanları Şekil 4.2’de gösterilmiştir.



4.2 Güncel Alan Kullanım Haritası

Orman, mera, kuru tarım, sulu tarım, meyvelik alanlar, yapılaşma alanları, su yüzeyleri ve ulaşım ağlarından oluşan güncel alan kullanımları haritası Şekil 4.3'te verilmiştir.



Şekil 4.3 Güncel alan kullanımları haritası

Güncel alan kullanımlarının yüzölçümleri ve yüzde cinsinden dağılımları Çizelge 4.1'de verilmiştir. Buna göre; en büyük yüzölçümüne sahip alan kullanımı %50,69 ile orman alanlarıdır. Bunu sırasıyla %22,76 ile meralar ve %15,74 ile kuru tarım alanları takip etmektedir. Ulaşım ağları %0,33 ile en düşük alana sahip alan kullanımıdır.

Çizelge 4.1 Alan kullanım tiplerinin alansal dağılımları ve yüzdeleri

AKT_2020	Alan_km²	%
Orman alanları	26.464,73	50,69
Meralar	11.884,27	22,76
Kuru tarım	8.218,70	15,74
Sulu tarım	3.024,73	5,79
Meyvelikler	884,23	1,69
Yapılaşma alanları	765,26	1,47
Su yüzeyleri	800,10	1,53
Ulaşım ağları	171,70	0,33
Toplam Alan	52.213,74	100

Araştırma alanına ilişkin CORINE Arazi Örtüsü verileri (COPERNICUS 2023), 1990 ile 2018 yılları arasındaki 28 yıllık süreçte, alan kullanımlarındaki değişimleri vermektedir. Buna göre; meralar, sulu tarım ve orman alanlarında önemli azalmalar tespit edilirken, yapılaşma alanları, meyvelikler ve kuru tarım alanlarında ciddi artışlar dikkati çekmektedir. En yüksek artış %76 ile yapılaşma alanlarında görülürken, bunu %71 ile meyvelikler ve %5 ile kuru tarım alanları takip etmektedir. Alan kullanımlarındaki en kritik düşüş yaklaşık %15 azalış ile mera alanlarında iken, sulu tarım alanlarında %12 civarında bir azalış söz konusudur. Bununla birlikte, orman alanlarından diğer alan kullanımlarına dönüşen yaklaşık 255 bin hektarlık alanın önemli habitat kayıplarına yol açtığı görülmektedir. Dönüşen bu orman alanlarının toplam çalışma alanına oranı ise yaklaşık olarak %5'tir. Bu dönüşüm, en çok kuru tarım ve meralar yönünde gerçekleşmiştir. Buna ek olarak, yaklaşık 70 bin hektar alanın yapılaşma alanlarına dönüştüğü ve bunun toplam alana oranının yaklaşık %1,4'üne karşılık geldiği belirlenmiştir. Bu artış ve azalışlar, doğal alanlara dolayısıyla yaban yaşamına olan olumsuz insan etkisini ortaya koymaktadır.

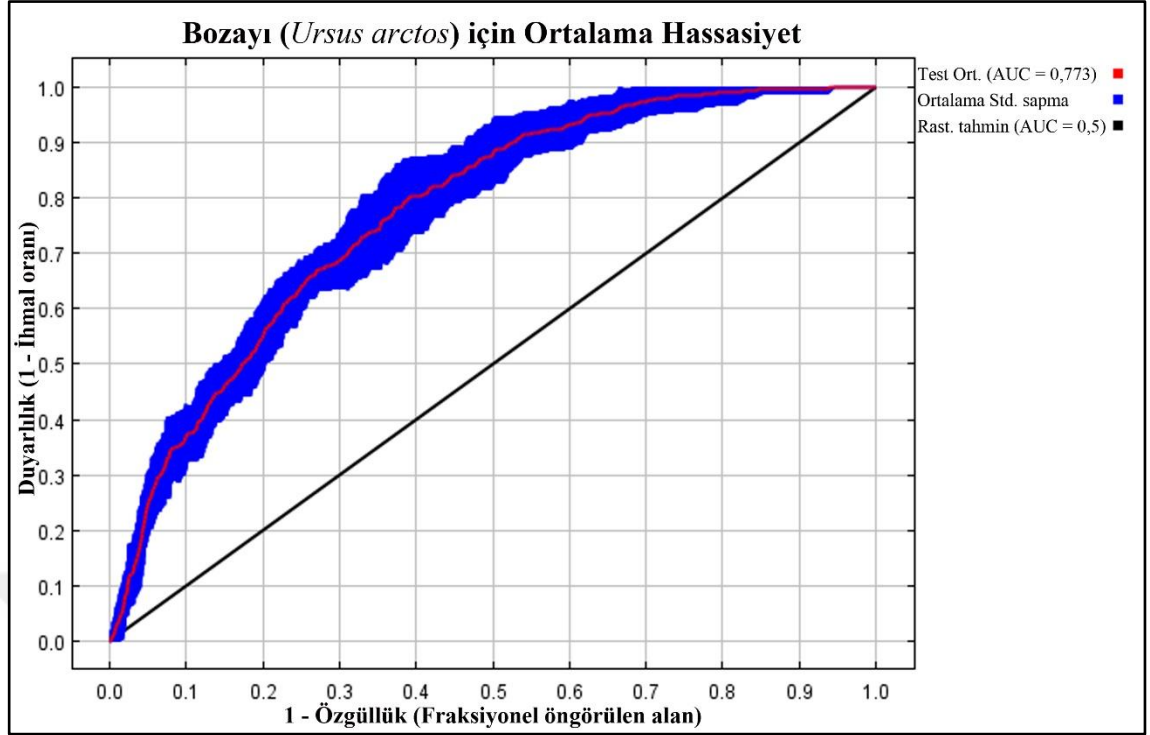
4.3 Hedef Türlerin Potansiyel Yayılış Alanları

4.3.1 *Ursus arctos* (Bozayı)

Bozayının mevcut koşullardaki potansiyel dağılım alanları MaxEnt modeli yardımıyla belirlenmiştir. Modelde kullanılan çevresel değişkenler arasındaki korelasyon analiz edilmiş ve bu sayede modelin tahmin gücü artırılmıştır. Analiz sonucunda 11 değişken elenerek 25 çevresel değişken modele dahil edilmiştir. Bu değişkenlerden 13'ü modele katkı sağlarken 12 değişkenin ise katkısı yoktur. En yüksek katkı yüzdesine sahip değişken %37 ile "Bio14"tür. Bunu sırasıyla %32,4 katkı oranıyla "NDVI", %10,5 ile "Bio15", %6,6 ile "Distdry", %5,5 ile "Eğim" ve %4,8 ile "Distfrst" değişkenleri izlemektedir. Bu altı değişkenin bozayı dağılımına kümülatif katkısı ise %96,8 olarak hesaplanmıştır. Diğer 7 değişkenin modele katkısı ise %4'ü geçmemektedir. Biyoklimatik değişkenler arasında bozayı yayılışına etki eden en önemli değişken Bio14 (En kurak mevsimin yağış miktarı) olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.2). Modelin eğitim verisi AUC değeri 0,832 ve test verisi AUC değeri 0,773 olarak hesaplanmıştır. Modelin standart sapması 0,03'tür ve test verisinin ortalama hassasiyet değerlerine yakın seyretmektedir. Bu durum, model performansının başarılı olduğuna işaret etmektedir (Şekil 4.4). Eğitim verisinin AUC değerinin 0,8 değerinden yukarıda olması ($0,8 \leq AUC \leq 0,9$) model performansının iyi olduğunu ortaya koymaktadır (Phillips vd. 2006, Baldwin 2009). Modelde *MaxEnt* yazılımı (*SDM Toolbox v.2.5*) yoluyla otomatik olarak tespit edilen en başarılı ayarlar *feature type* = H (Hinge); *rm* (regularization multiplier) = 5'tir (Warren ve Seifert 2011).

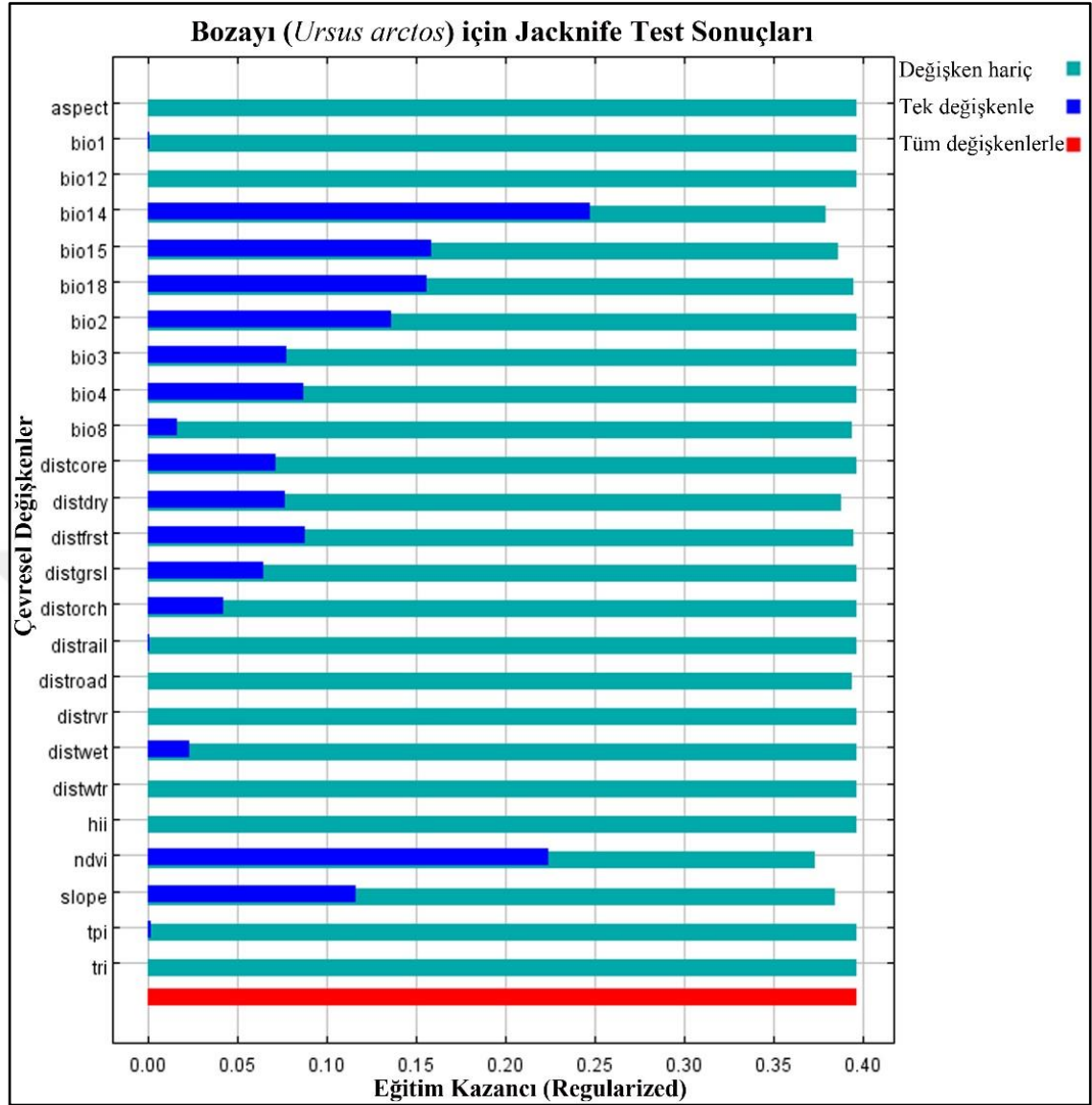
Çizelge 4.2 Bozayı için çevresel değişkenlerin MaxEnt modeline katkı yüzdeleri

Değişken	Açıklama	Modele katkı (%)	Permütasyon önemi
Bio14	En kurak mevsimin yağış miktarı	37	22,7
NDVI	Normalleştirilmiş Bitki Örtüsü İndeksi	32,4	12,5
Bio15	Mevsimsel yağış miktarı	10,5	16,2
Distdry	Kuru tarım alanlarına yakınlık	6,6	15,4
Slope	Eğim (derece)	5,5	9,1
Distfrst	Orman alanlarına yakınlık	4,8	5,4



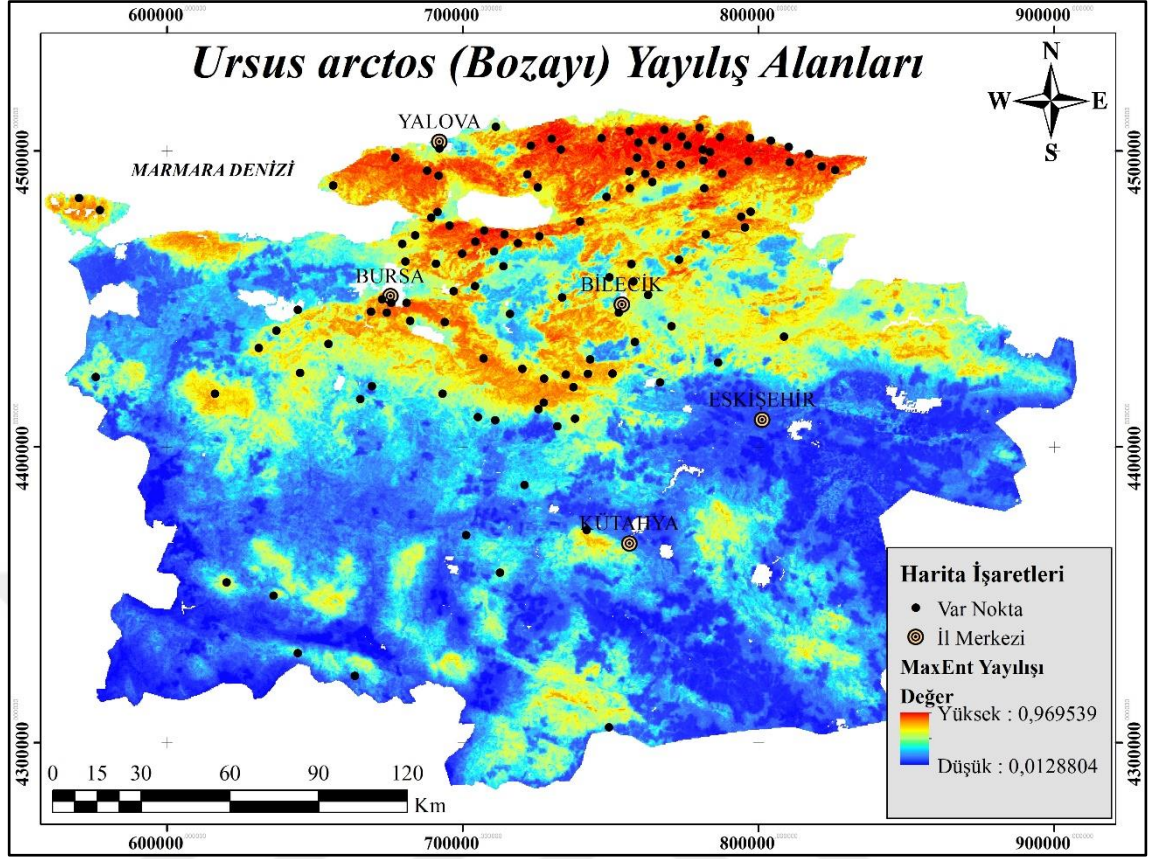
Şekil 4.4 Bozayı test verisi ROC eğri grafiği

Çevresel değişkenlerin önem düzeylerini gösteren Jackknife testi sonuçları Şekil 4.5'te grafik olarak sunulmuştur. Bu sonuçlara göre değişkenlerin her biri tek başına değerlendirildiğinde kazancı en yüksek olan değişken Bio14'tür. Bu değişken, bozayının diğer çevresel değişkenlere kıyasla mevcut koşullardaki yayılımı hakkında en yararlı bilgilere sahiptir. Modelden çıkarıldığında kazancı en çok azaltan çevresel değişken NDVI'dır ve dolayısıyla diğer değişkenlerde bulunmayan en fazla bilgiye sahip görünmektedir.



Şekil 4.5 Bozayı Jackknife test grafiği

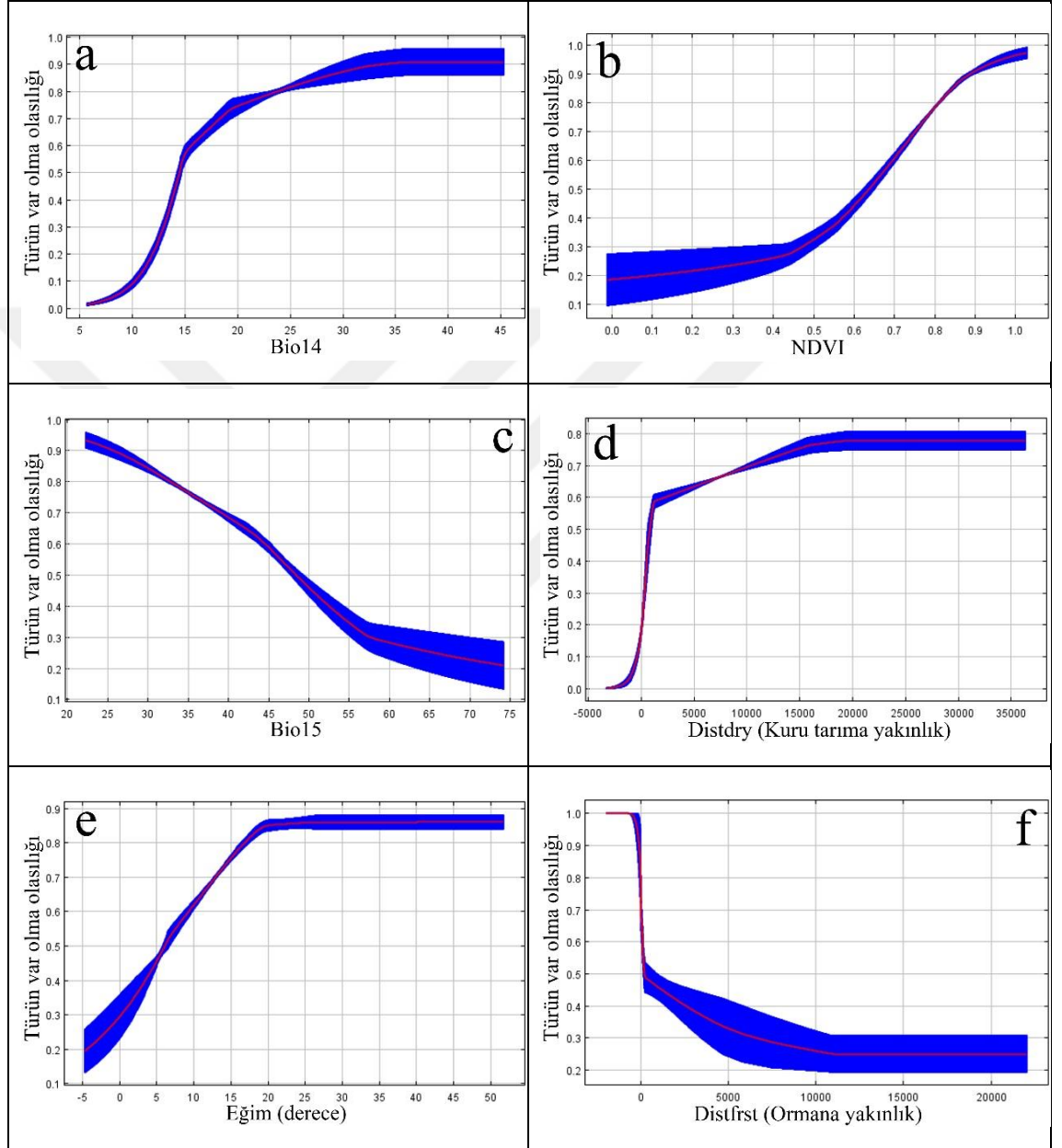
Bozayının mevcut şartlar altındaki potansiyel yayılış alanları Şekil 4.6’da gösterilmiştir. Türün dağılışı incelendiğinde, bozayının yoğunluklu olarak çalışma alanının kuzey kesimlerinde yayılış gösterdiği görülmektedir. Güneye doğru inildikçe türün yayılışı azalmaktadır. Çalışma alanının iç kesimleri ile güney bölgelerinde lokal olarak yüksek yayılış gösteren alanlar göze çarpmaktadır. Fakat bu alanlar genel olarak parçalı yapıda ve bazı bölgelerde birbirinden kopuk durumdadır.



Şekil 4.6 Bozayı MaxEnt yayılım haritası

Modelde bozayının en fazla tepki gösterdiği çevresel değişkenler sırasıyla Bio14, NDVI Bio15, Distdry, Eğim (derece) ve Distfrst olmuştur. Şekil 4.7’deki marjinal eğri grafikleri bozayının yüksek ilişkili oldukları bu 6 değişkene olan tepkisini göstermektedir. Grafiklerde bozayının alanda var olma olasılığı ile çevresel değişkenler arasındaki istatistiksel ilişki verilmiştir. Eğri sonuçlarına göre; bozayı varlığı en kurak mevsimin yağış miktarıyla pozitif ilişkiye sahiptir (Şekil 4.7a). Diğer bir ifadeyle en kurak mevsimdeki yağış miktarı arttıkça bozayının alanda var olma olasılığı yükselmektedir. İkinci olarak alandaki bitki örtüsü kapallılığı arttıkça bozayının var olma olasılığı da artmaktadır (Şekil 4.7b). Bozayı varlığı mevsimsel yağış miktarıyla negatif yönlü ilişkiye sahiptir (Şekil 4.7c). Bu ilişki, mevsimsel yağışların bozayı yayılımını olumsuz etkilediğini ortaya koymaktadır. Kuru tarım alanlarına mesafe ile bozayı varlığı arasında pozitif ilişki bulunmaktadır (Şekil 4.7d). Başka bir deyişle, bozayı kuru tarım alanlarına yaklaştıkça var olma olasılığı azalmaktadır. Eğim ile bozayı varlığı arasında pozitif yönlü ilişki bulunmaktadır (Şekil 4.7e). Orman alanlarına mesafe ile bozayı varlığı

arasında negatif yönlü ilişki bulunmaktadır (Şekil 4.7f). Başka bir deyişle, tür orman alanlarına yaklaştıkça var olma olasılığı artmaktadır. Bu da bozayının orman alanlarına bağımlı bir tür olduğunu ortaya koymaktadır.



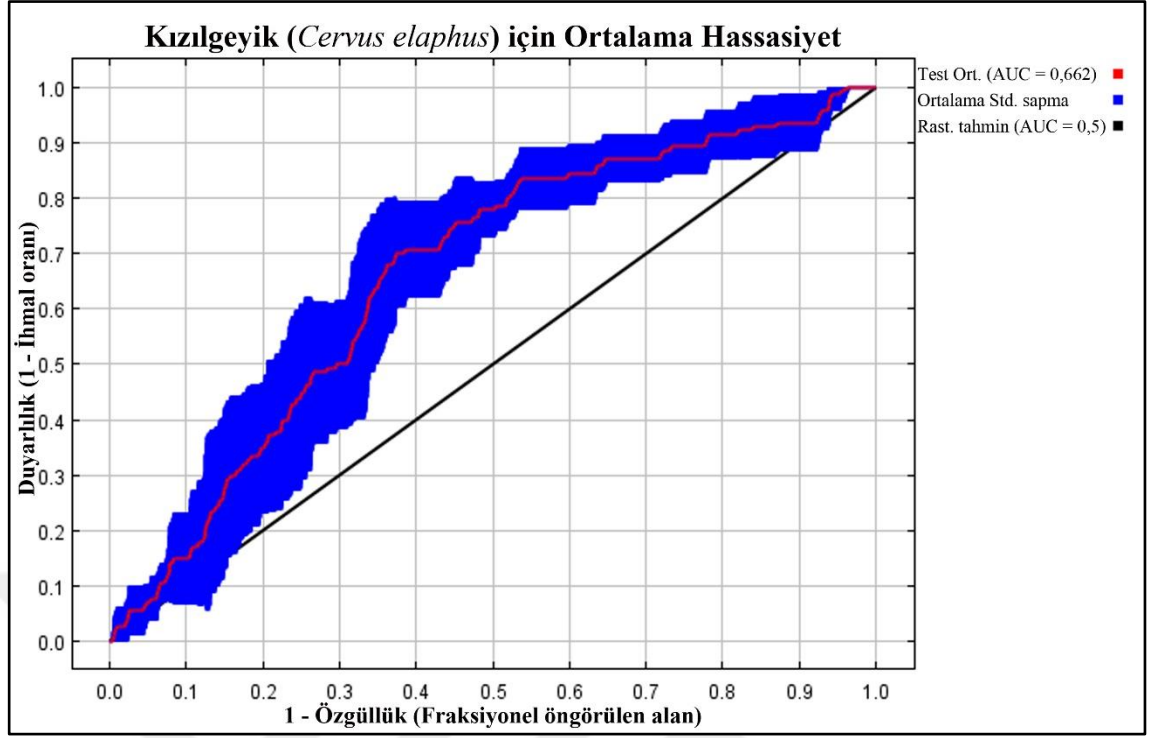
Şekil 4.7 Bozayının çevresel değişkenlere tepki grafikleri (marjinal cevaplandırıcı eğrileri) a. Bio14, b. NDVI, c. Bio15, d. Distdry, e. Eğim (derece), f. Distfrst

4.3.2 *Cervus elaphus* (Kızılgeyik)

Kızılgeyiğin mevcut koşullardaki potansiyel dağılım alanları MaxEnt modeli yardımıyla belirlenmiştir. Modelde kullanılan çevresel değişkenlerden 23'ü modele katkı sağlarken 2 değişkenin katkısı bulunmamaktadır. En yüksek katkı yüzdeli değişken %19 ile “Distfrst”tir. Bunu sırasıyla %16,9 katkı oranıyla “Bio18”, %16 katkıyla “Distdry” ve %10,7 oranla “Distrvr” değişkenleri izlemektedir. Bu dört değişkenin kızılgeyiğin yayılışına kümülatif katkısı önemli görülmektedir ve bu katkı %62,6’dır. Diğer 19 değişkenin modele katkısı %37,4 olarak hesaplanmıştır. Biyoklimatik değişkenler arasında en önemli değişken ise Bio18 (en sıcak mevsimin yağış miktarı) olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.3). Modelin eğitim verisi AUC değeri 0,757 ve test verisi AUC değeri 0,662 olarak hesaplanmıştır. Modelin standart sapması 0,05’tir ve test verisinin ortalama hassasiyet değerlerine kısmen yakın seyretmektedir. Bu durum, model performansının nispeten başarılı olduğuna işaret etmektedir (Şekil 4.8). AUC değerinin 0,8 eşiğinin altında olması model performansının zayıf olduğunu göstermektedir (Swets 1988, Phillips vd. 2006). Ayrıca, modelde MaxEnt yazılımı yoluyla otomatik olarak tespit edilen en başarılı ayarlar *feature type* = LQHPF (Linear, Quadratic, Hinge, Product, Threshold); *rm* = 5’dir (Warren ve Seifert 2011).

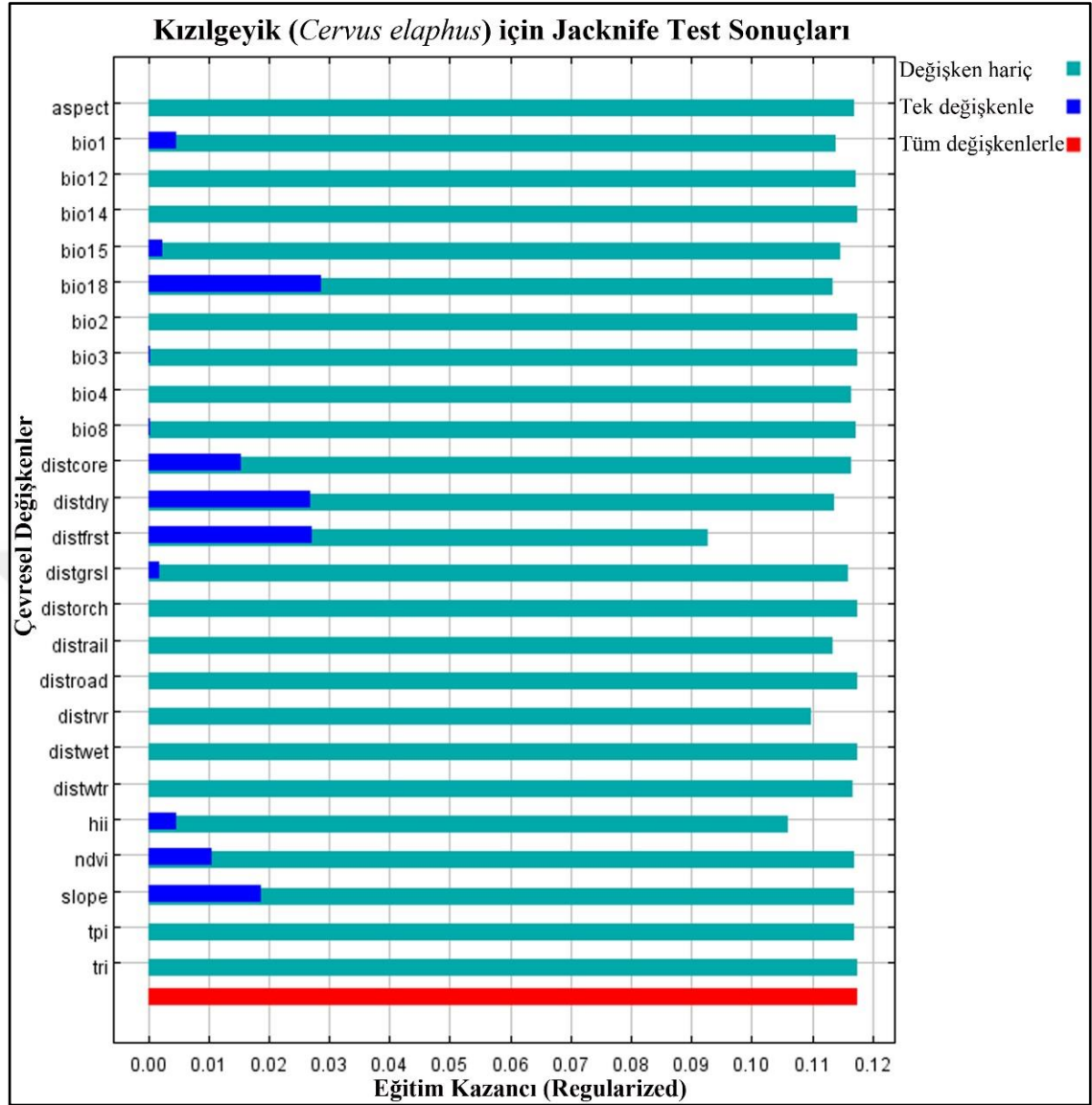
Çizelge 4.3 Kızılgeyik için çevresel değişkenlerin MaxEnt modeline katkı yüzdesi

Değişken	Açıklama	Modele katkı (%)	Permütasyon önemi
Distfrst	Orman alanlarına yakınlık	19	32,4
Bio18	En sıcak mevsimin yağış miktarı	16,9	8,2
Distdry	Kuru tarım alanlarına yakınlık	16	2,4
Distrvr	Akarsuya yakınlık	10,7	4,2
hii	İnsan Etki (Ayak izi) İndeksi	6,8	2,7
Distcore	Çekirdek alanlara yakınlık	5,9	3,5
Slope	Eğim (derece)	4,9	4,8
Distrail	Tren hattına yakınlık	4,4	5,2
Bio15	Mevsimsel yağış miktarı	2,2	11,8



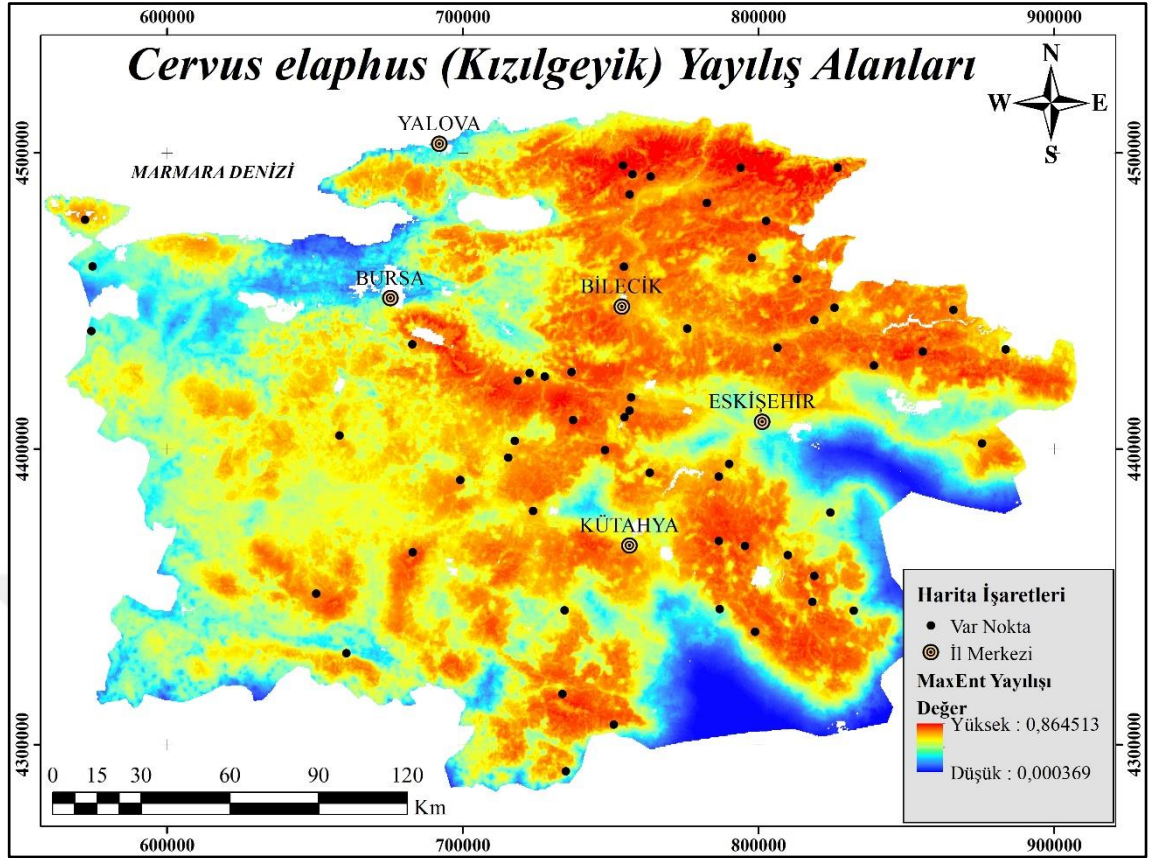
Şekil 4.8 Kızılgeyik test verisi ROC eğri grafiği

Çevresel değişkenlerin önem düzeylerini gösteren Jackknife testi sonuçları Şekil 4.9’da grafiksel olarak sunulmuştur. Bu sonuçlara göre değişkenlerin her biri tek başına değerlendirildiğinde kazancı en yüksek olan değişken Bio18’dir. Bu değişken, kızılgeyiğin diğer çevresel değişkenlere kıyasla mevcut koşullardaki yayılışı hakkında en yararlı bilgilere sahiptir. Modelden çıkarıldığında kazancı en çok azaltan çevresel değişken Distfrst (ormanlara mesafe)’dir ve bu nedenle diğer değişkenlerde bulunmayan en fazla bilgiye sahip görünmektedir.



Şekil 4.9 Kızılgeyik Jacknife test grafiği

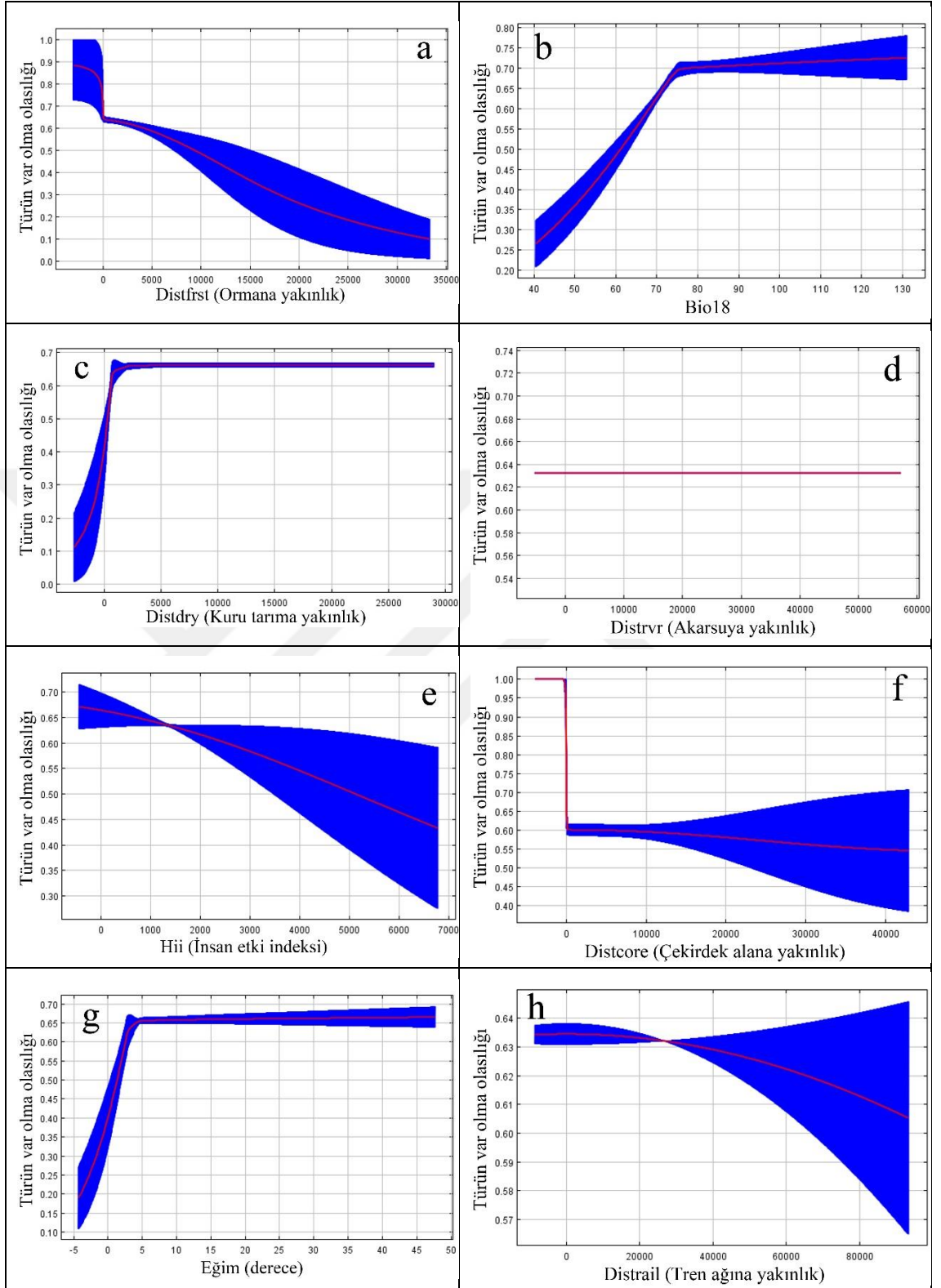
Kızılgeyiğin mevcut şartlar altındaki potansiyel yayılış alanları Şekil 4.10'da gösterilmiştir. Türün dağılışı incelendiğinde, kızılgeyiğin yoğunluklu olarak çalışma alanının kuzeydoğu ve doğu kesimlerinde yayılış gösterdiği söylenebilir. Alanın iç kesimlerinde ve güneydoğu tarafında da yoğun yayılış mevcuttur. Doğudan batıya doğru yayılışlarda azalma söz konusudur. Çalışma alanının güney ve güneybatı hattında lokal olarak yüksek yayılış gösteren alanlar bulunmaktadır. Fakat bu alanlar genel olarak parçalı yapıda ve bazı bölgelerde birbirinden kopuk durumdadır.



Şekil 4.10 Kızılgeyik MaxEnt yayılış haritası

Modelde kızılgeyiğin en fazla tepki gösterdiği çevresel değişkenler sırasıyla Distfrst, Bio18, Distdry ve Distrvr olmuştur. Marjinal cevaplandırıcı eğri grafikleri kızılgeyiğin bu 4 değişkene ve diğer önemli görülen dört değişkene (Hii, Distcore, Slope, Distrail) verdikleri tepkiyi göstermektedir. Grafiklerde kızılgeyiğin alanda var olma olasılığı ile çevresel değişkenler arasındaki istatistiksel ilişki verilmiştir. Eğri sonuçlarına göre; kızılgeyik varlığı orman alanlarına yakınlık ile negatif yönde ilişkilidir (Şekil 4.11a). Diğer bir ifadeyle, kızılgeyiğin orman alanlarına yakınlaştıkça alanda var olma olasılıkları yükselmektedir. İkinci olarak, en sıcak mevsimin yağış miktarı ile kızılgeyik varlığı arasında pozitif yönlü ilişki tespit edilmiştir (Şekil 4.11b). Üçüncü olarak, kızılgeyiğin var olma olasılığı ile kuru tarım alanlarına yakınlık arasında pozitif yönlü bir ilişki vardır (Şekil 4.11c). Bu ilişki, alandaki kızılgeyiğin kuru tarımın yapıldığı alanlara yakınlaştıkça varlık olasılıklarının azaldığını göstermektedir. Dördüncü olarak, akarsuya yakınlık değişkeninin kızılgeyiğin alanda var olma olasılığına etkisi yoktur (Şekil 4.11d). Beşinci olarak, kızılgeyiğin alanda var olma olasılığı ile İnsan Etki İndeksi arasında

negatif yönlü bir ilişki vardır (Şekil 4.11e). Bu da çalışma alanındaki antropojenik etkilerin azalmasıyla bağlantılı olarak kızılgeyiğin varlık olasılığının arttığı anlamına gelmektedir (Koçyiğit 2012, Oruç 2017, Henderson vd. 2022). Altıncı olarak, kızılgeyiğin alanda var olma olasılığı ile çekirdek alanlara yakınlık değişkeni arasında negatif yönlü bir ilişki bulunmaktadır (Şekil 4.11f). Buradan hareketle, alandaki kızılgeyiğin varlığının tıpkı orman alanlarına bağlılığı gibi çekirdek alanlara da bağlı olduğu ve çekirdek alanların artırılmasının tür dağılımına olumlu yansıyabileceği çıkarımında bulunulabilir. Yedinci olarak, arazinin eğimi arttıkça türün alanda bulunma olasılığı artmaktadır fakat 5 derecelik eğimin üstündeki arazilerde türün varlık olasılığında değişim yaşanmamıştır (Şekil 4.11g). Dolayısıyla, kızılgeyiğin varlık artışında 5 derecelik (%9) eğime kadar olan arazilerin (düşük eğimlerin) etkili olduğu söylenebilir (Liu vd. 2004, Süel ve Ercan 2019, Kalleci 2023). Son olarak, türün varlık olasılığı tren hattına yakınlaştıkça artmaktadır (Şekil 4.11h).

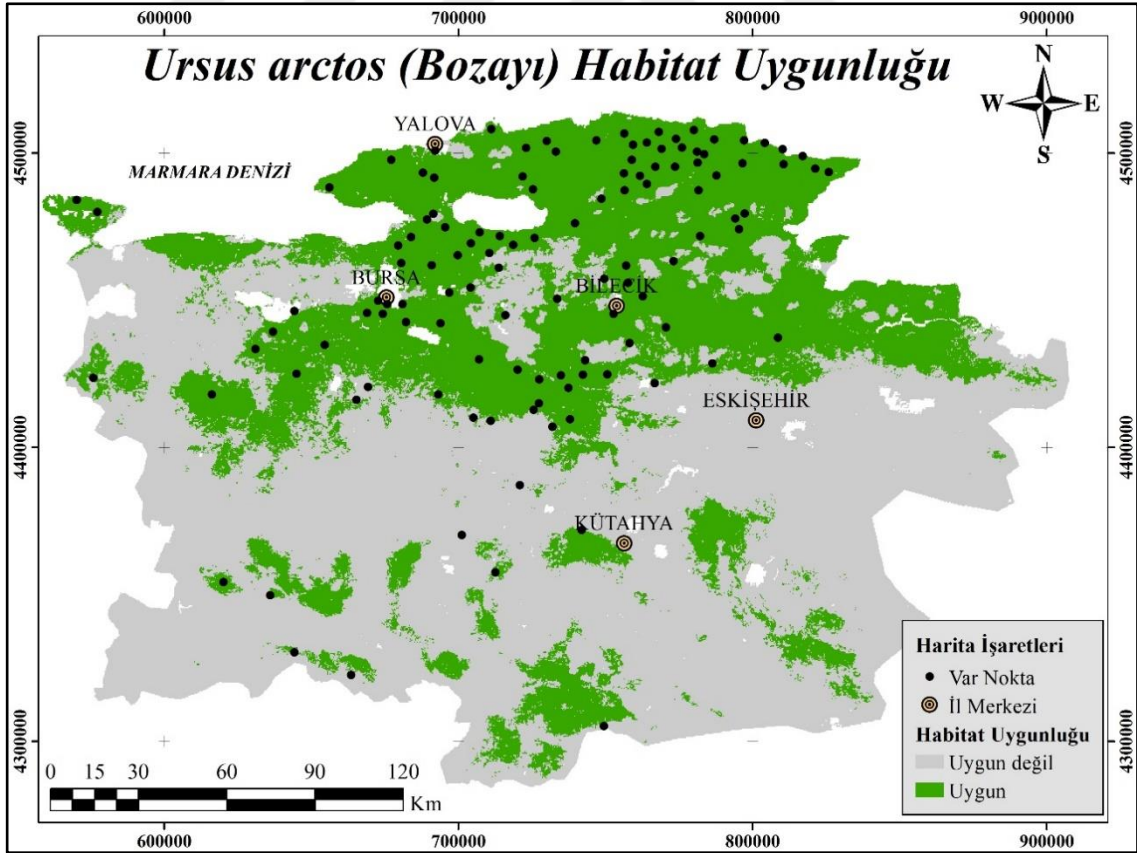


Şekil 4.11 Kızılgeyiğin çevresel değişkenlere tepki grafikleri (marjinal cevaplandırıcı eğrileri) a. Distfrst, b. Bio18, c. Distdry, d. Distrvr, e. Hii, f. Distcore, g. Eğim (derece), h. Distrail

4.4 Habitat Uygunluk Alanları

4.4.1 *Ursus arctos* (Bozayı)

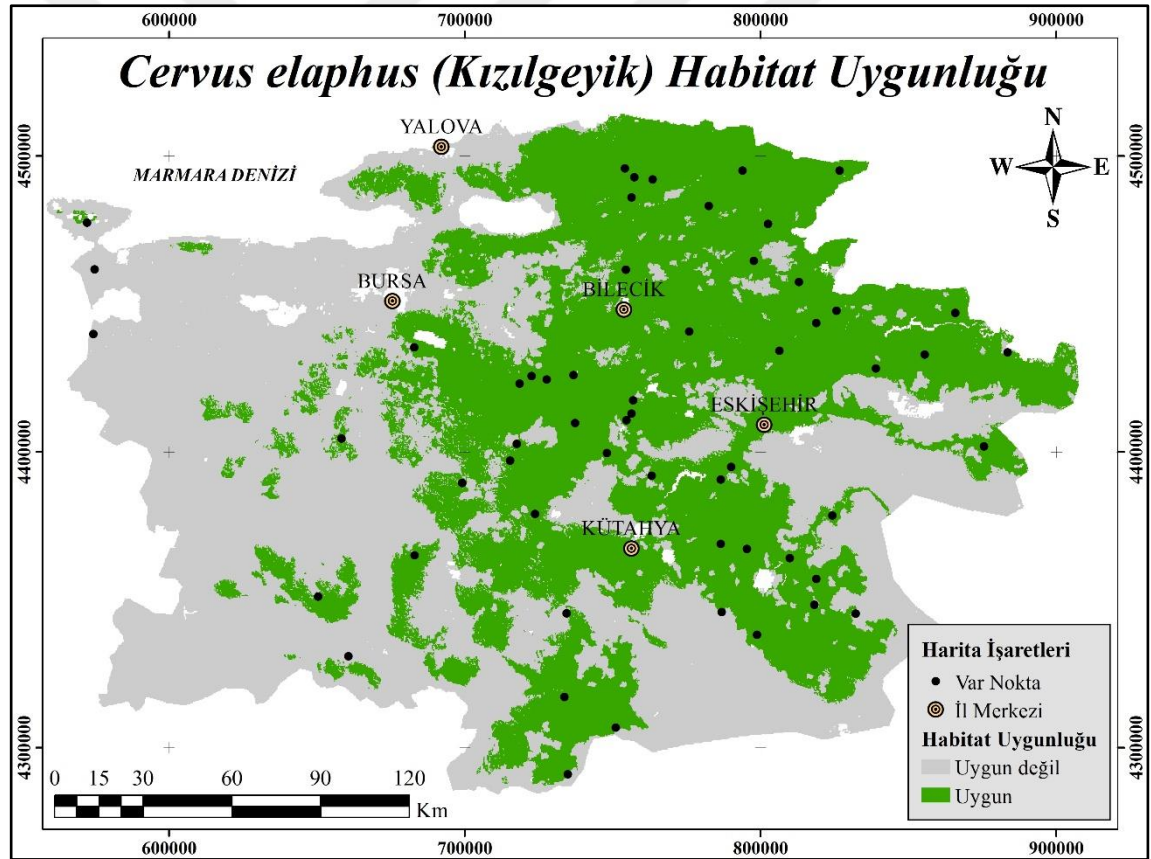
Modelde bozayı için ortaya konulan habitat uygunluk haritasının eşik değeri 0,429'dur. Bu eşik değerinin üstündeki alanlar bozayı için uygun habitat alanları olarak belirlenmiştir. Habitat uygunluk alanları Şekil 4.12'de verilmiştir. Bozayı için uygun habitatların toplam alanı 18.965 km² ve çalışma alanı içindeki oranı ise %37,27'dir. Buna karşın, toplam alanın yaklaşık %63'ünü bozayı için uygun olmayan habitatlar kaplamaktadır. Bozayı için uygun habitat alanlarının çalışma alanının büyük ölçüde kuzeyinde yoğunlaştığı söylenebilir. Uygun habitat alanları kuzey kesimlerde genellikle parçalı yapıda değildir. Özellikle güney hattındaki bazı lokal bölgelerde küçük boyutlu ve parçalı habitat yamaları göze çarpmaktadır.



Şekil 4.12 Bozayı eşik (habitat uygunluğu) haritası

4.4.2 *Cervus elaphus* (Kızılgeyik)

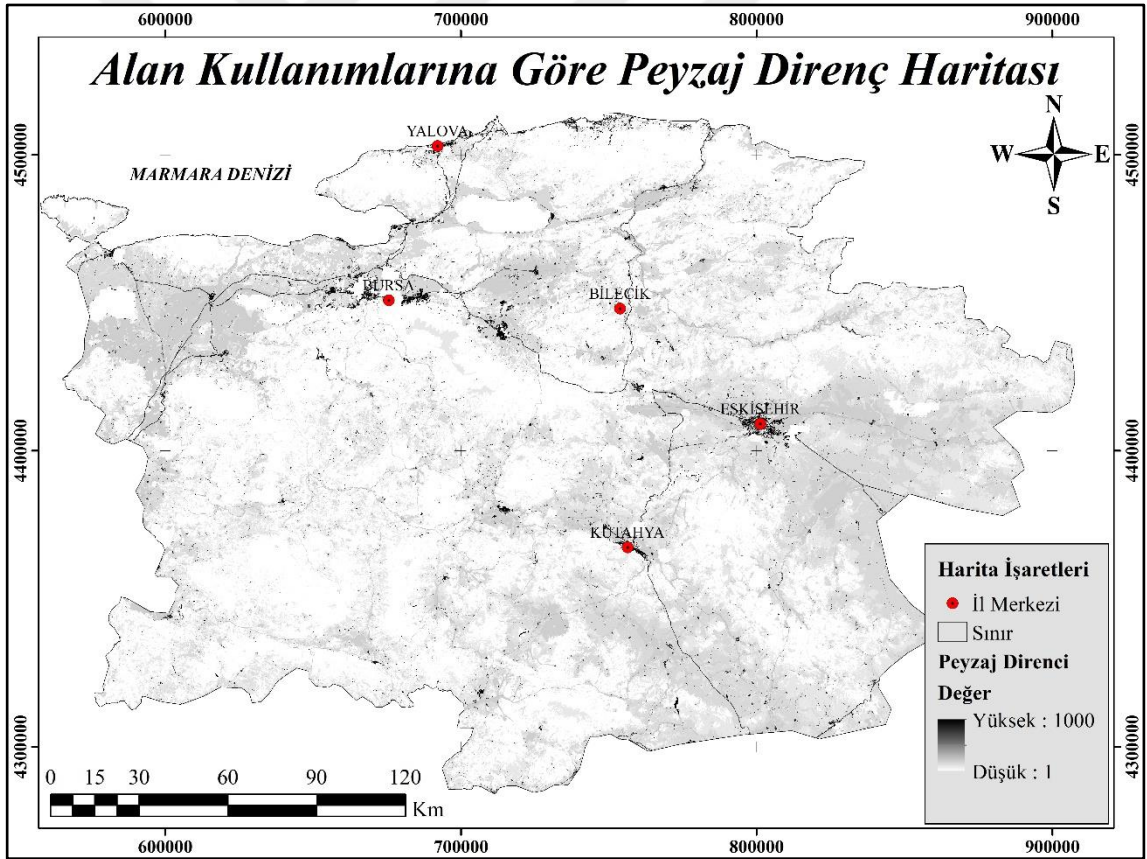
Modelde kızılgeyik için ortaya koyulan habitat uygunluk haritasının eşik değeri 0,578'dir. Bu eşik değerinin üstündeki alanlar kızılgeyik için uygun habitat alanları olarak belirlenmiştir. Modelde ortaya koyulan eşik (habitat uygunluk) haritası Şekil 4.13'te verilmiştir. Kızılgeyik için uygun habitatların toplam alanı 23.401 km² ve çalışma alanı içindeki oranı ise %45,98'dir. Dolayısıyla tür için uygun ve uygun olmayan habitatlar neredeyse birbirine yakın oranlardadır. Türün MaxEnt yayılışına benzer şekilde, habitat uygunluk haritası için de tür yayılış lokaliteleri bakımından paralel çıkarımlarda bulunulabilir.



Şekil 4.13 Kızılgeyik eşik (habitat uygunluğu) haritası

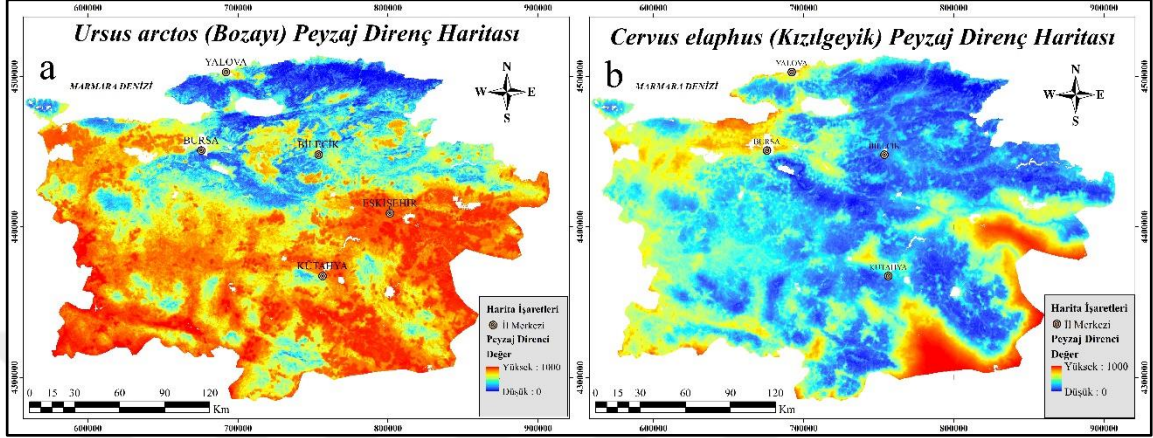
4.5 Peyzaj Direnç Haritaları

Tayin edilen direnç değerlerine göre hedef türlerin geçişine izin veren ya da geçişlerini engelleyebilen peyzaj dirençleri haritalanmıştır (Şekil 4.14). Haritada kentsel alanlar, sanayi alanları, inşaat sahaları gibi buna benzer tüm alanlar yapılaşma alanlarıdır. Bu alanlar en yüksek peyzaj direncine sahiptir ve geçişleri en yüksek düzeyde kısıtlamaktadır. Sonrasında göl ve baraj gibi geniş su yüzeyleri ikinci kısıtlayıcı kullanımlardır. Bunu tarım ve meyvecilik faaliyetleri sonrasında sırasıyla mera ve orman alanları izlemektedir. Karayolları ve sonrasında tren hatları tür geçişlerinde oldukça önemli kısıtlayıcılar olmaktadır. Akarsular ise bazen tür geçişlerine imkân tanıyabilen doğal kısıtlayıcılardır.



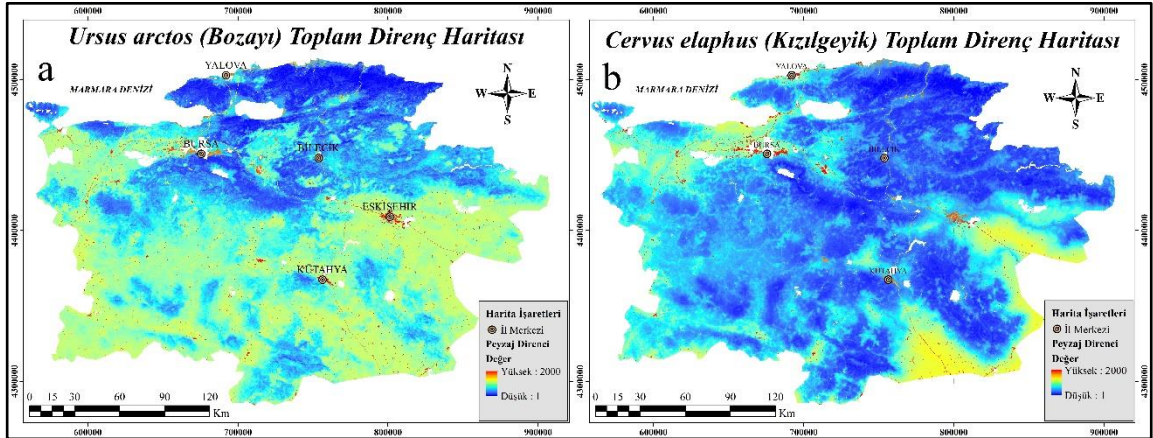
Şekil 4.14 Alan kullanımlarına göre peyzaj direnç haritası

MaxEnt modeli sonucunda hedef türler için elde edilen habitat uygunluk katmanları uygulanan dönüşüm formülü sonucunda Şekil 4.15'teki peyzaj direnç haritalarına dönüştürülmüştür.



Şekil 4.15 Hedef türlere ait habitat uygunluklarından dönüştürülmüş peyzaj direnç haritaları (a)*Ursus arctos*, (b)*Cervus elaphus*

Hedef türler için üretilen MaxEnt direnç yüzeyleri, uzman görüşüne dayalı (alan kullanımlarına göre) üretilen direnç yüzeyi ile birleştirildiğinde oluşan toplam direnç yüzeyleri ise Şekil 4.16'da verilmiştir.

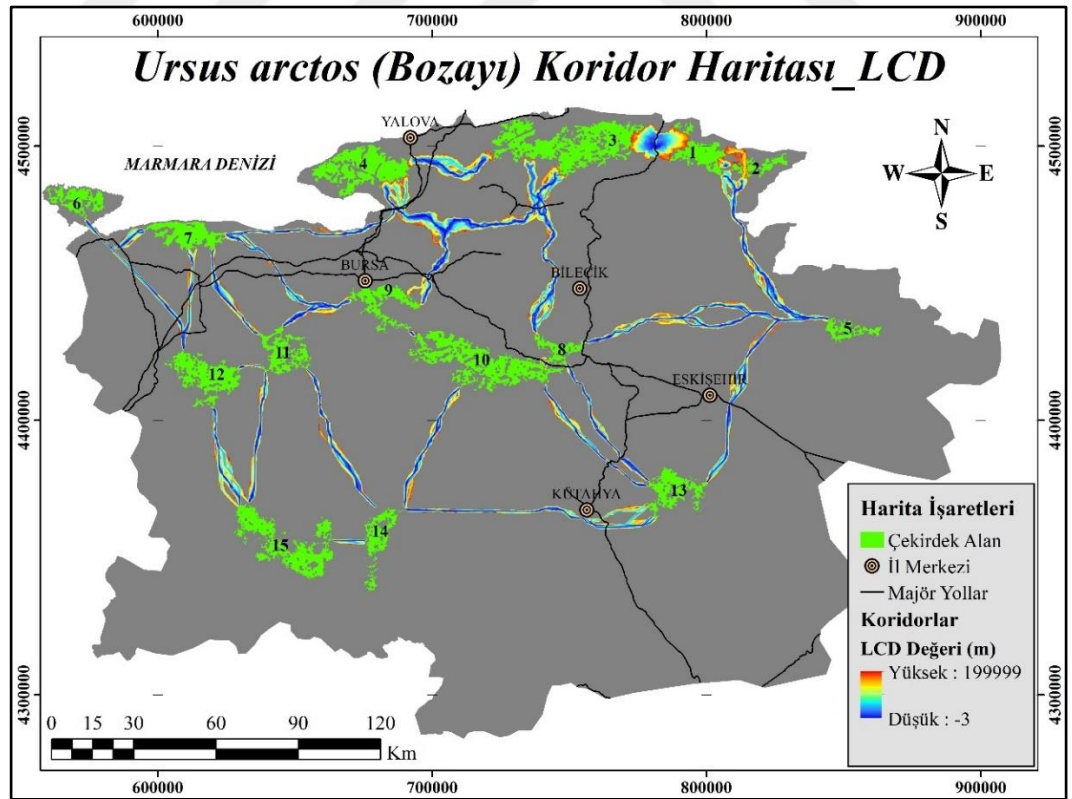


Şekil 4.16 Hedef türlere ait toplam peyzaj direnç haritaları (a)*Ursus arctos*, (b)*Cervus elaphus*

4.6 Ekolojik Bağlantılılık Modeli

4.6.1 *Ursus arctos* (Bozayı)

Bozayı için bağlantı modelinin yürütülmesi sonucunda, Çekirdek Alan (ÇA) çiftleri arasındaki peyzaj bağlantılarının korunmasına katkı sağlayabilecek 105 bağlantı tanımlanmıştır. Bu bağlantılar arasından yine bağlantı modeli tarafından seçilen 28 aktif bağlantı (potansiyel koridor) tanımlanmış ve haritalandırılmıştır (Şekil 4.17). Buna göre; çalışmada değerlendirilen tüm aktif koridorlar için koridor Öklid mesafesi (EucD) 0,68 ila 88,6 km, koridor maliyet ağırlıklı mesafe (CWD) 107,68 ila 59.185 km ve en düşük maliyetli koridorun uzunluğu (LCP) ise 0,84 ila 98,61 km arasında değişmektedir. En yüksek EucD (88,6 km) ve LCP (98,61 km) değeri ÇA5-ÇA8 koridoru için kaydedilirken, en yüksek CWD (59.185 km) değeri ise ÇA13-ÇA14 koridorunda gözlemlenmiştir. En düşük EucD (0,68 km), CWD (107,68 km) ve LCP (0,84 km) değeri ÇA1-ÇA2 koridorunda gerçekleşmiştir (Çizelge 4.4).



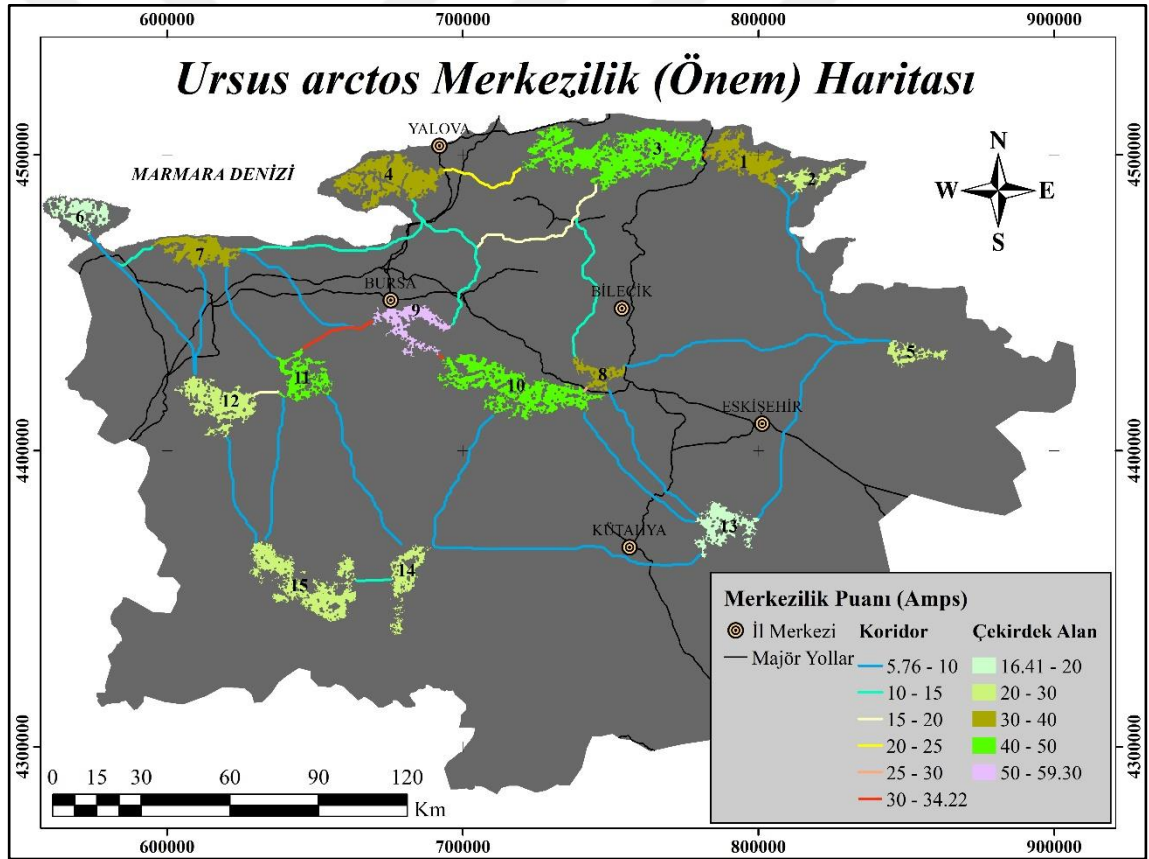
Şekil 4.17 Bozayı için en düşük maliyetli ekolojik koridorlar haritası

Bozayı için belirlenen çekirdek alanlar ve direnç değerlerine göre en yüksek ve en düşük maliyetli koridorlar belirlenmiştir (Şekil 4.17). Buna göre; en yüksek CWD/EuCD (1.371,10) değeri, ÇA6-ÇA7 arasındaki 12 nolu koridorda belirlenmiştir. Bu iki çekirdek alan arasındaki tür hareketlerinin maliyeti diğer çekirdek alan çiftlerinden nispeten daha yüksektir ve bu koridorda bozayı hareketi tüm diğer koridorlara göre daha fazla zorlaşmaktadır. Buna karşın, en düşük CWD/EuCD (113,55) değerine sahip olan ÇA3-ÇA4 arasındaki 5 nolu koridor ise tür hareketine karşı en düşük maliyetli koridordur. Optimum koridorlar boyunca, bozayı hareketine karşı en düşük direnç, yine en düşük CWD/LCP (87,53) ile gösterilen 5 nolu koridorda kaydedilmiştir. Bu koridor, bozayı hareketliliğinde güzergâh boyunca zorluğun (peyzaj direncinin) en az olduğu ve en yüksek kaliteye sahip habitat bağlantısıdır. Buna ek olarak, her iki metrik değerinin de düşük olduğu yüksek kalitedeki diğer önemli koridorlar ÇA1-ÇA2, ÇA1-ÇA3 ve ÇA3-ÇA9 arasındaki ekolojik bağlantılardır. ÇA4-ÇA9 ve ÇA3-ÇA8 arasındaki bağlantılar da yine önemli koridorlar arasında değerlendirilebilir. En yüksek CWD/LCP (832,03) ise ÇA6-ÇA12 arasındaki 22 nolu koridorda gerçekleşmiştir. Bu koridor, optimal güzergâh boyunca bozayı hareketlerine karşı en yüksek direnci sergilemektedir (Çizelge 4.4). Tablodaki peyzaj bağlantıları, çekirdek alanlar arasındaki bağlantılılığı sağlamasındaki önemini gösteren akım akış merkezilik puanlarına göre yüksekten düşük değere doğru sıralanmıştır.

Çizelge 4.4 Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının karakteristiği (Bozayı)

Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		EucD (km)	CWD (LCD) (km)	LCP (km)	CWD/ EucD	CWD/ LCP	Akım Akış Merkeziliği (Amps)
	Kaynak	Hedef						
1	9	10	1,77	668,41	2,21	378,7	301,9	34,22
2	1	3	0,81	114,62	0,94	140,99	121,81	32,98
3	9	11	19,97	6319,52	28,22	316,45	223,91	30,6
4	8	10	0,94	475,84	1,15	508,38	414,49	27,19
5	3	4	25,06	2845,68	32,51	113,55	87,53	23,71
6	1	2	0,68	107,68	0,84	159,29	128,04	19,35
7	11	12	7,76	5111,25	8,41	658,84	607,47	18,99
8	3	9	55,92	9143,13	90,81	163,49	100,69	15,55
9	14	15	11,28	9324,89	11,77	826,53	792,6	14,97
10	4	9	33,11	8499,7	64,31	256,75	132,16	14,76
11	3	8	55,87	12542,04	73,95	224,5	169,6	11,79
12	6	7	16,11	22092,6	28,55	1371,1	773,71	11,74
13	4	7	37,24	33409,99	77,03	897,08	433,7	10,33
14	12	15	36,45	26994,94	39,36	740,54	685,86	9,67
15	7	9	49,43	28370,08	59,69	573,97	475,3	9,48
16	10	14	47,76	34840,49	52	729,49	670	9,39
17	7	11	34,05	25071,86	38,13	736,41	657,59	8,02
18	7	12	35,51	28950,5	38,49	815,35	752,25	7,5
19	11	15	47,54	29937,94	50,25	629,76	595,78	7,26
20	2	5	56,83	23341,35	75,69	410,74	308,37	7,26
21	13	14	87,62	59185,24	94,99	675,45	623,04	7,18
22	6	12	58,25	51514,04	61,91	884,35	832,03	7,08
23	1	5	64,38	24290,92	78,42	377,29	309,74	6,95
24	5	8	88,6	31333,79	98,61	353,67	317,77	6,46
25	10	13	49,96	35443,95	55,62	709,52	637,3	6,31
26	8	13	50,78	37705,87	57,25	742,56	658,59	5,99
27	5	13	68,94	56392,76	88,66	817,97	636,09	5,99
28	11	14	55,84	42376,92	60,5	758,89	700,49	5,76

Bozayının kullanma potansiyelinin olduğu çekirdek alanların ve peyzaj bağlantılarının ayrı ayrı merkezilik puanları hesaplanmıştır (Şekil 4.18). Elde edilen çıktılar, çekirdek alanlar ile peyzaj bağlantıları arasındaki merkezilik puanlarının paralellik gösterdiğini ortaya koymuştur. Ekolojik bağlantıların merkezilik puanlarına bakıldığında, ÇA9-ÇA10 (34,22), ÇA1-ÇA3 (32,98) ve ÇA9-ÇA11 (30,6) arasındaki 1, 2 ve 3 nolu bağlantıların en yüksek merkezilik puanlarına sahip olduğu belirlenmiştir. Tüm bu bulgular, alandaki peyzaj bağlantılılığının sürdürülmesinde ÇA9'un önemini ortaya koymaktadır. Öte yandan, alandaki bağlantılılıkta minimum role sahip olan koridor ise en düşük merkezilik puanına (5,76) sahip olan ÇA11-ÇA14 arasındaki 28 nolu bağlantı olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).



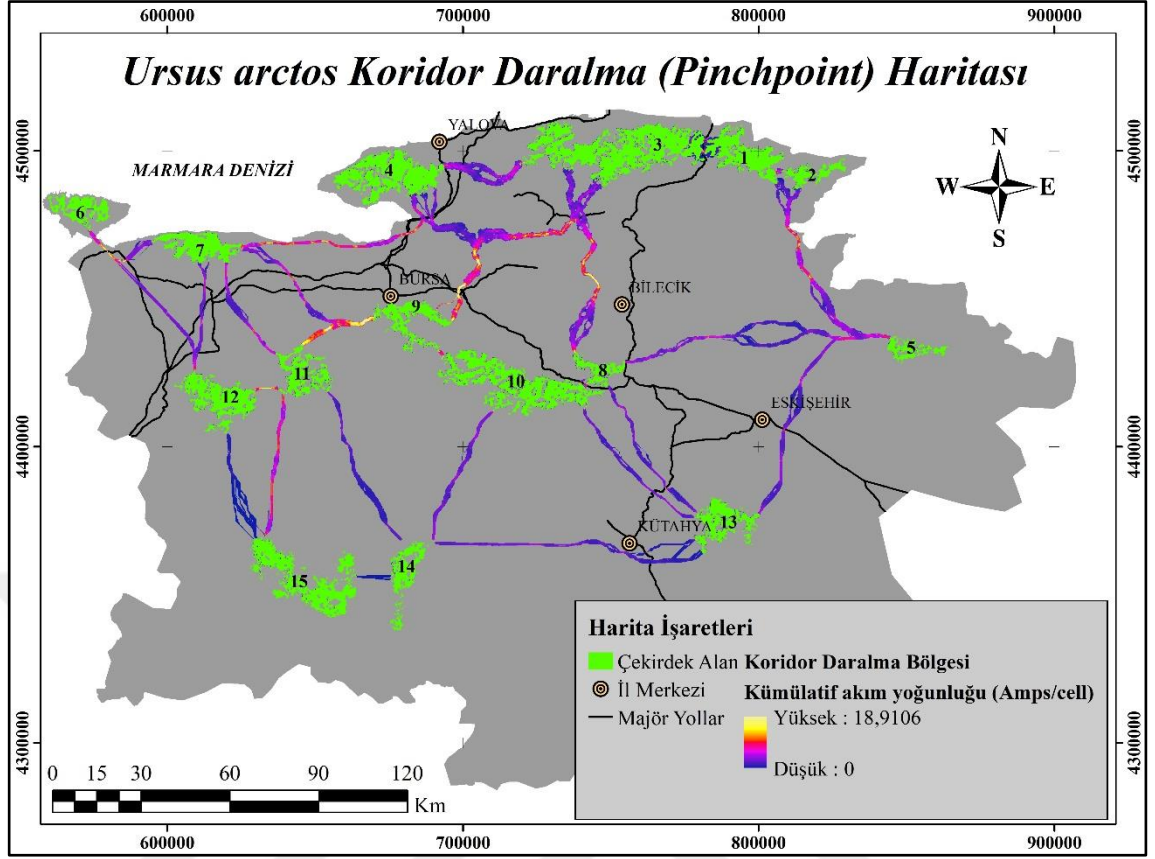
Şekil 4.18 Bozayı için koridor ve çekirdek alanların merkezilik (önem) haritası

Çekirdek alanların merkezilik puanları incelendiğinde, sırasıyla ÇA9, ÇA3 ve ÇA10 için yüksek merkezilik puanı kaydedilirken, ÇA6 ise en düşük merkezilik puanına sahip çekirdek alandır. ÇA9 (59,30) en yüksek merkezilik puanına sahiptir. Bu çekirdek alan, çalışma alanındaki bozayı habitat alanlarının bağlantılılığının sağlanması yönüyle yüksek öneme sahiptir (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5 Çekirdek alanların merkeziliği (Bozayı)

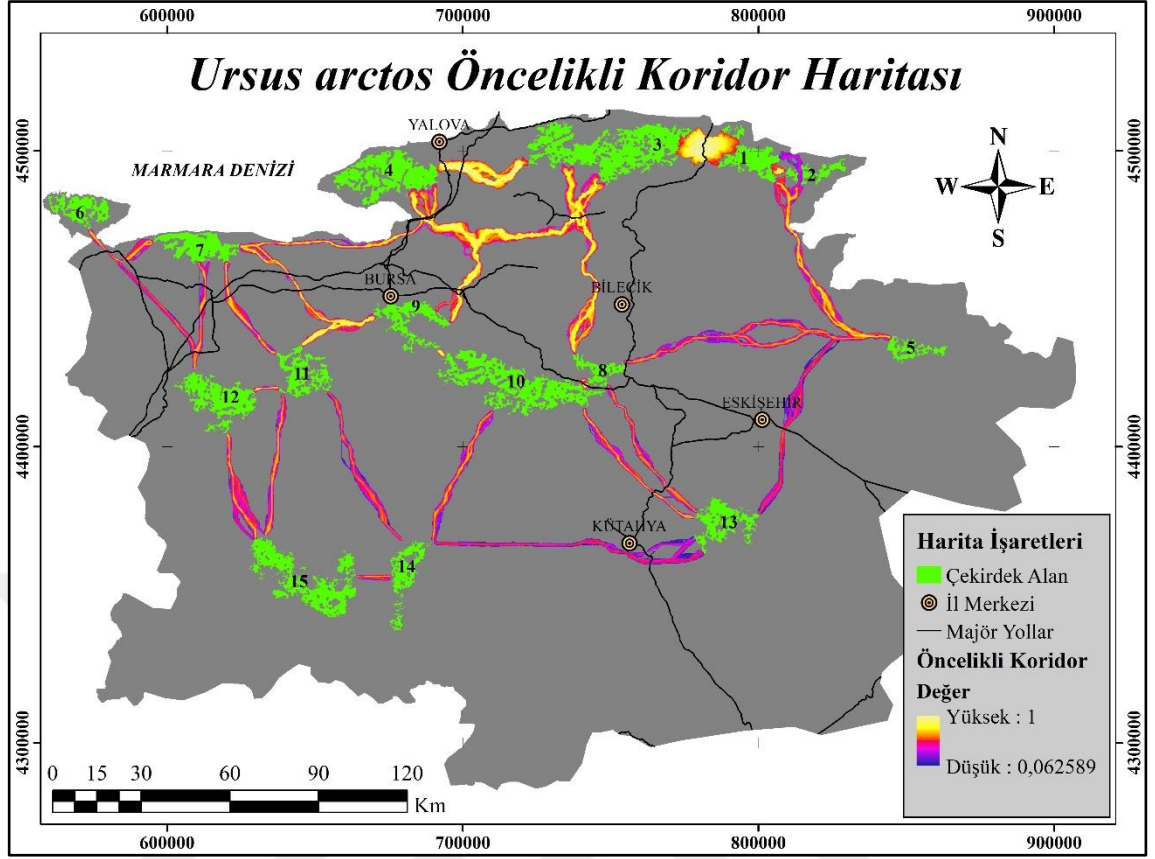
ÇA No	Alan (km ²)	Merkezilik Puanı (Amps)
9	126,20	59,30
3	525,94	49,01
10	362,82	45,56
11	124,37	42,32
1	186,72	36,64
8	61,62	32,71
4	294,93	31,40
7	154,96	30,54
12	203,30	28,62
14	104,90	25,66
15	286,90	22,95
5	59,92	20,33
2	63,25	20,30
13	137,86	19,74
6	100,24	16,41

Model, tüm çekirdek alan çiftleri arasında haritalanan koridorlarda birkaç daralma noktasının varlığını ortaya koymuştur. Tüm çekirdek alan çiftleri arasında yapılan analizde, yüksek kümülatif akım yoğunluğuna sahip olan ve yüksek düzeyde daralmanın gerçekleştiği üç ekolojik bağlantı (ÇA9-ÇA10, ÇA9-ÇA11 ve ÇA9-ÇA3) tespit edilmiştir. Önemli görülen diğer daralma bölgeleri ise ÇA3-ÇA8, ÇA6-ÇA7, ÇA4-ÇA7, ÇA11-ÇA12 ve ÇA2-ÇA5 arasındaki bağlantıların içerisinde bulunmaktadır. Belirlenen daralma bölgelerini barındıran bu ekolojik koridorlar, tüm bozayı ekolojik ağını birbirine bağlı tutmak için önemli olan bağlantılardır. Özellikle ÇA9'un ekolojik ağıdaki önemi göz önüne alındığında, ÇA9-ÇA10, ÇA9-ÇA11 ve ÇA9-ÇA3 arasındaki bağlantıların ekolojik ağ bütünlüğünde kritik rol üstlendiği görülmektedir (Şekil 4.19).

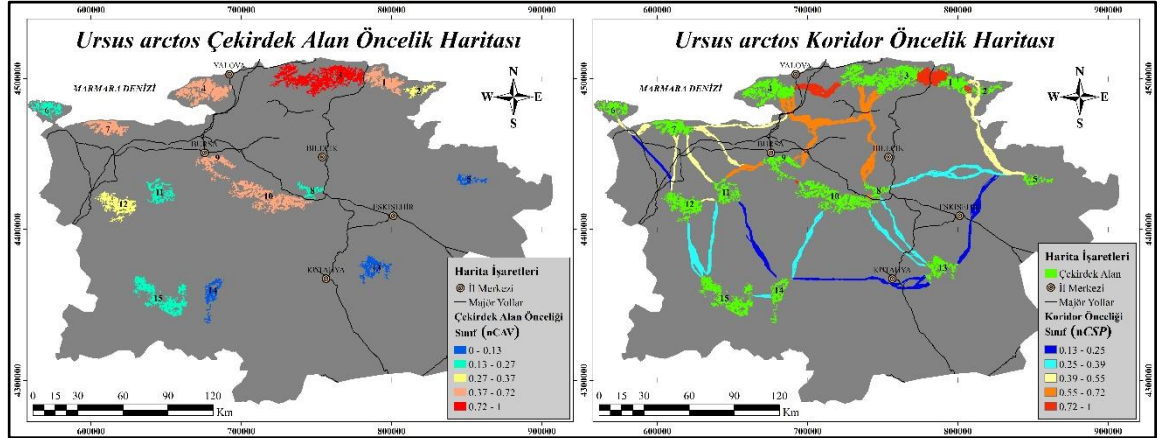


Şekil 4.19 Bozayı için koridorların daralma noktası (Pinchpoint) haritası

Modelde LP aracı yardımıyla çekirdek alanların ve ekolojik bağlantıların bozayı hareketleri bakımından öncelik değerleri hesaplanmış ve haritalanmıştır (Şekil 4.20). Bu değerler aynı zamanda öncelik sıralarını da vermektedir (Şekil 4.21). Normalize edilmiş çekirdek alan öncelik değerleri (nCAV) incelendiğinde, 3 nolu çekirdek alanın (1,00) bozayı için birinci öncelikli olduğu tespit edilmiştir. Bunu sırasıyla 4 (0,72), 1 (0,69) ve 10 (0,65) nolu çekirdek alanlar izlemektedir. ÇA9 ve ÇA7 de 0,5 öncelik değerinin üstündeki diğer önemli çekirdek alanlardır. En düşük önceliğe sahip çekirdek alanlar ise ÇA13 (0,07) ve ÇA14 (0,00) olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.6).



Şekil 4.20 Bozayı için öncelikli koridorlar haritası



Şekil 4.21 Bozayı için çekirdek alanların ve ekolojik koridorların öncelik sınıfı haritaları

Çizelge 4.6 Çekirdek alanların öncelik değerleri (Bozayı)

ÇA No	Ort. Direnç	1 – (nDirenç)	nAlan	nAlan/Çevre	nAmps	CAV	nCAV
3	69,23	0,99	1,00	0,76	0,83	0,89	1,00
4	123,99	0,89	0,56	0,93	0,53	0,73	0,72
1	65,57	1,00	0,36	0,87	0,62	0,71	0,69
10	238,01	0,67	0,69	0,61	0,77	0,68	0,65
9	184,03	0,78	0,24	0,56	1,00	0,64	0,58
7	258,77	0,63	0,29	1,00	0,51	0,61	0,53
12	349,39	0,46	0,39	0,74	0,48	0,52	0,37
2	109,22	0,92	0,12	0,55	0,34	0,48	0,31
8	240,74	0,67	0,12	0,51	0,55	0,46	0,27
11	415,05	0,34	0,24	0,52	0,71	0,45	0,26
6	236,22	0,68	0,19	0,60	0,28	0,43	0,23
15	508,39	0,16	0,55	0,55	0,39	0,41	0,19
5	294,19	0,57	0,11	0,47	0,34	0,37	0,13
13	480,87	0,21	0,26	0,55	0,33	0,34	0,07
14	526,79	0,12	0,20	0,43	0,43	0,30	0,00

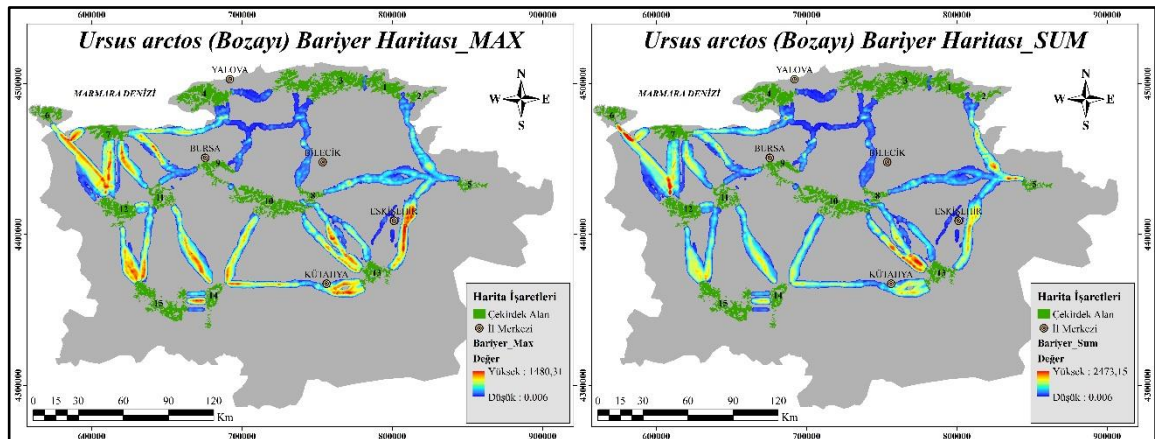
Normalize edilmiş ekolojik bağlantı öncelik değerleri (nCSP) incelendiğinde, ÇA1 ile ÇA3 arasındaki 2 nolu bağlantının alandaki bozayının birincil öncelik olarak tercih ettiği en önemli koridor olduğu tespit edilmiştir. Bunu sırasıyla ÇA3-ÇA4 (0,91), ÇA1-ÇA2 (0,87) ve ÇA9-ÇA10 (0,83) arasındaki ekolojik bağlantılar izlemektedir. ÇA5-ÇA13 (0,16) ve ÇA13-ÇA14 (0,13) arasındaki koridorlar ise bozayının en son tercih edeceği ekolojik bağlantıların başında gelmektedir (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7 Peyzaj bağlantılarının öncelik değerleri (Bozayı)

Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		LCP (m)	1 – (nYakın)	CWD/ LCP	1 – (nGeç)	CSP	nCSP
	Kaynak	Hedef						
2	1	3	941	1,00	121,81	0,95	0,93	1,00
5	3	4	32511	0,68	87,53	1,00	0,85	0,91
6	1	2	841	1,00	128,04	0,95	0,81	0,87
1	9	10	2214	0,99	301,90	0,71	0,77	0,83
4	8	10	1148	1,00	414,49	0,56	0,67	0,72
3	9	11	28224	0,72	223,91	0,82	0,65	0,70
10	4	9	64313	0,35	132,16	0,94	0,65	0,69
8	3	9	90805	0,08	100,69	0,98	0,62	0,66
11	3	8	73949	0,25	169,60	0,89	0,59	0,64
7	11	12	8414	0,92	607,47	0,30	0,51	0,55
15	7	9	59689	0,40	475,30	0,48	0,48	0,51
13	4	7	77034	0,22	433,70	0,54	0,46	0,49
23	1	5	78423	0,21	309,74	0,70	0,44	0,47
17	7	11	38127	0,62	657,59	0,23	0,41	0,44
12	6	7	28554	0,72	773,71	0,08	0,39	0,42
18	7	12	38485	0,61	752,25	0,11	0,39	0,42
20	2	5	75692	0,23	308,37	0,70	0,38	0,41
14	12	15	39359	0,61	685,86	0,20	0,36	0,39
25	10	13	55616	0,44	637,30	0,26	0,35	0,38
19	11	15	50250	0,49	595,78	0,32	0,34	0,37
9	14	15	11765	0,89	792,60	0,05	0,34	0,37
16	10	14	52001	0,48	670,00	0,22	0,34	0,36
24	5	8	98605	0,00	317,77	0,69	0,30	0,32
26	8	13	57252	0,42	658,59	0,23	0,27	0,30
28	11	14	60496	0,39	700,49	0,18	0,23	0,25
22	6	12	61914	0,38	832,03	0,00	0,23	0,24
27	5	13	88656	0,10	636,09	0,26	0,15	0,16
21	13	14	94994	0,04	623,04	0,28	0,12	0,13

Model kapsamındaki bozayı için bariyer analizi sonuçlarına göre, denenen maksimum ve sum (toplam) yöntemlerinden “sum” yönteminin daha yüksek bariyer puanları ve daha odak sonuçlar verdiği anlaşılmıştır. Bunun yanında, her iki yöntemden elde edilen sonuç

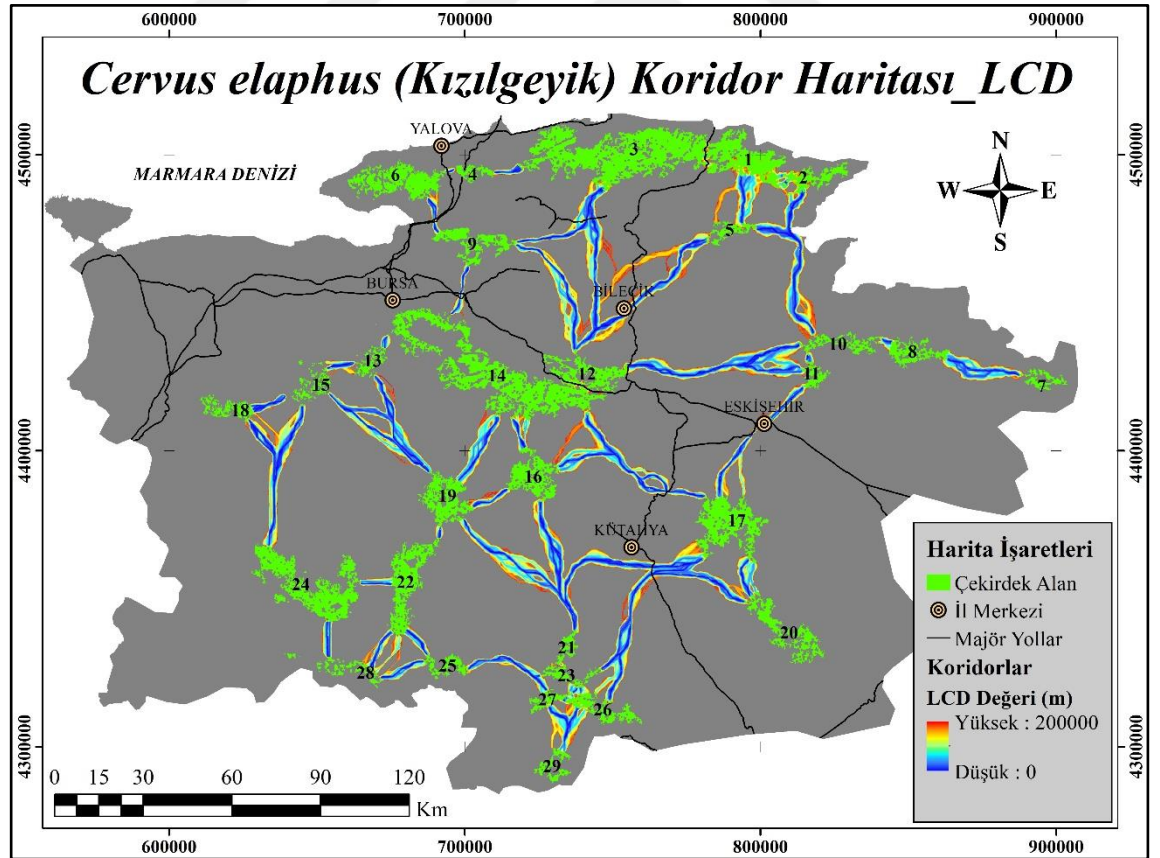
haritasındaki yüksek puanlı bariyer alanlarının dağılımı genellikle benzerlik gösterse de kısmi farklılıklar göze çarpmaktadır (Şekil 4.22). Sum yönteminden elde edilen ve bozayı geçişlerine engel teşkil eden bariyer bölgeleri genellikle çalışma alanının aşağı kesimlerinde gözlenmektedir. Özellikle ÇA6-ÇA12, ÇA8-ÇA13, ÇA10-ÇA13 ve ÇA2-ÇA5 arasındaki ekolojik bağlantılarda yüksek bariyer etkisi göstererek bozayı geçişlerini zorlaştıran bazı lokal bölgeler bulunmaktadır. Buna ek olarak, ÇA4-ÇA7, ÇA4-ÇA9, ÇA6-ÇA12, ÇA8-ÇA13 ve ÇA10-ÇA13 arasındaki ekolojik bağlantılarda yüksek trafik yoğunluklu karayollarının bariyer etkisi dikkati çekmektedir. ÇA4-ÇA7 ve ÇA4-ÇA9 arasındaki bir lokasyonda yüksek bariyer etkisine yol açan İstanbul-İzmir Otoyolu ile Bursa-Yalova Yolu'nun kesiştiği bölge bozayı geçişlerinde oldukça riskli görülmektedir. ÇA8-ÇA13 ve ÇA10-ÇA13 arasındaki birbirine yakın iki lokasyonda da yine yüksek bariyer puanına sahip ve Kütahya-Eskişehir Yolu'nun doğrudan etkisinin olduğu alanlar göze çarpmaktadır. ÇA6-ÇA12 arasındaki bağlantıda ise yüksek dirençli arazi kullanımlarıyla birlikte İstanbul-İzmir Otoyolu, Bursa-Balıkesir Karayolu ve Bursa-Çanakkale Karayolu'nun bozayı geçişlerine engel olan bariyer etkisini doğrudan artırdığı söylenebilir. ÇA2-ÇA5, ÇA5-ÇA13, ÇA8-ÇA13, ÇA10-ÇA13 ve ÇA6-ÇA12 ise yüksek peyzaj direncine sahip arazi kullanımından kaynaklanan önemli bariyer alanlarını işaret etmektedir. Tüm bu bölgeler, ekolojik bağlantı kalitesini olumsuz etkileyen önemli noktalardır ve bozayı geçişlerinin kalitesini artırmak adına iyileştirilmesi gereken alanları (restorasyon öncelikli alanları) işaret etmektedir (Gallo vd. 2019).



Şekil 4.22 Bozayı için potansiyel bariyer haritaları (Max ve Sum yöntemleri ile)

4.6.2 *Cervus elaphus* (Kızılgeyik)

Kızılgeyik için bağlantı modelinin yürütülmesi sonucunda, Çekirdek Alan (ÇA) çiftleri arasındaki peyzaj bağlantılarının korunmasına katkı sağlayabilecek yaklaşık 400 bağlantı tanımlanmıştır. Bu bağlantılar arasından yine bağlantı modeli tarafından seçilen 53 aktif bağlantı (potansiyel koridor) tanımlanmış ve haritalandırılmıştır (Şekil 4.23). Buna göre; çalışmada değerlendirilen tüm aktif koridorlar için koridor Öklid mesafesi (EucD) 0,08 ila 58,38 km, koridor maliyet ağırlıklı mesafe (CWD) 21,76 ila 21.114 km ve en düşük maliyetli koridorun uzunluğu (LCP) ise 0,14 ila 84,74 km arasında değişmektedir. En yüksek EucD (58,38 km) değeri ÇA10-ÇA12 arasındaki ekolojik koridorda, en yüksek CWD (21.114 km) ve LCP (84,74 km) değerleri ise ÇA20-ÇA26 koridorunda kaydedilmiştir. En düşük EucD (0,08 km) ve LCP (0,14 km) değeri ÇA21-ÇA23, en düşük CWD (21,76 km) değeri ise ÇA1-ÇA2 koridorunda gerçekleşmiştir (Çizelge 4.8).



Şekil 4.23 Kızılgeyik için en düşük maliyetli ekolojik koridorlar haritası

Kızılgeyik için belirlenen çekirdek alanlar ve direnç değerlerine göre en yüksek ve en düşük maliyetli koridorlar belirlenmiştir (Şekil 4.23). Buna göre; en yüksek CWD/EucD (579,9) değeri, ÇA22-ÇA28 arasındaki 48 nolu koridorda belirlenmiştir. Bu iki çekirdek alan arasındaki tür hareketlerinin maliyeti diğer çekirdek alan çiftlerinden nispeten daha yüksektir ve bu koridorda kızılgeyik hareketi tüm diğer koridorlara göre daha fazla zorlaşmaktadır. Buna karşın, en düşük CWD/EucD (71,1) değerine sahip olan ÇA1-ÇA2 arasındaki 9 nolu koridor ise tür hareketine karşı en düşük maliyetli koridordur. Optimum koridorlar boyunca, kızılgeyik hareketine karşı en düşük direnç, yine en düşük CWD/LCP (56,95) ile gösterilen 9 nolu koridorda kaydedilmiştir. Bu koridor, kızılgeyik hareketliliğinde güzergâh boyunca zorluğun (peyzaj direncinin) en az olduğu ve en yüksek kaliteye sahip habitat bağlantısıdır. Buna ek olarak, her iki metrik değerinin de düşük olduğu yüksek kalitedeki diğer önemli koridorlar ÇA8-ÇA10, ÇA1-ÇA5 ve ÇA7-ÇA8 arasındaki ekolojik bağlantılardır. En yüksek CWD/LCP (515,72) ise ÇA24-ÇA28 arasındaki 39 nolu koridorda gerçekleşmiştir. Bu koridor, optimal güzergâh boyunca kızılgeyik hareketlerine karşı en yüksek direnci sergilemektedir (Çizelge 4.8). Tablodaki peyzaj bağlantıları, çekirdek alanlar arasındaki bağlantılılığı sağlamasındaki önemini gösteren akım akış merkezilik puanlarına göre yüksekten düşük değere doğru sıralanmıştır.

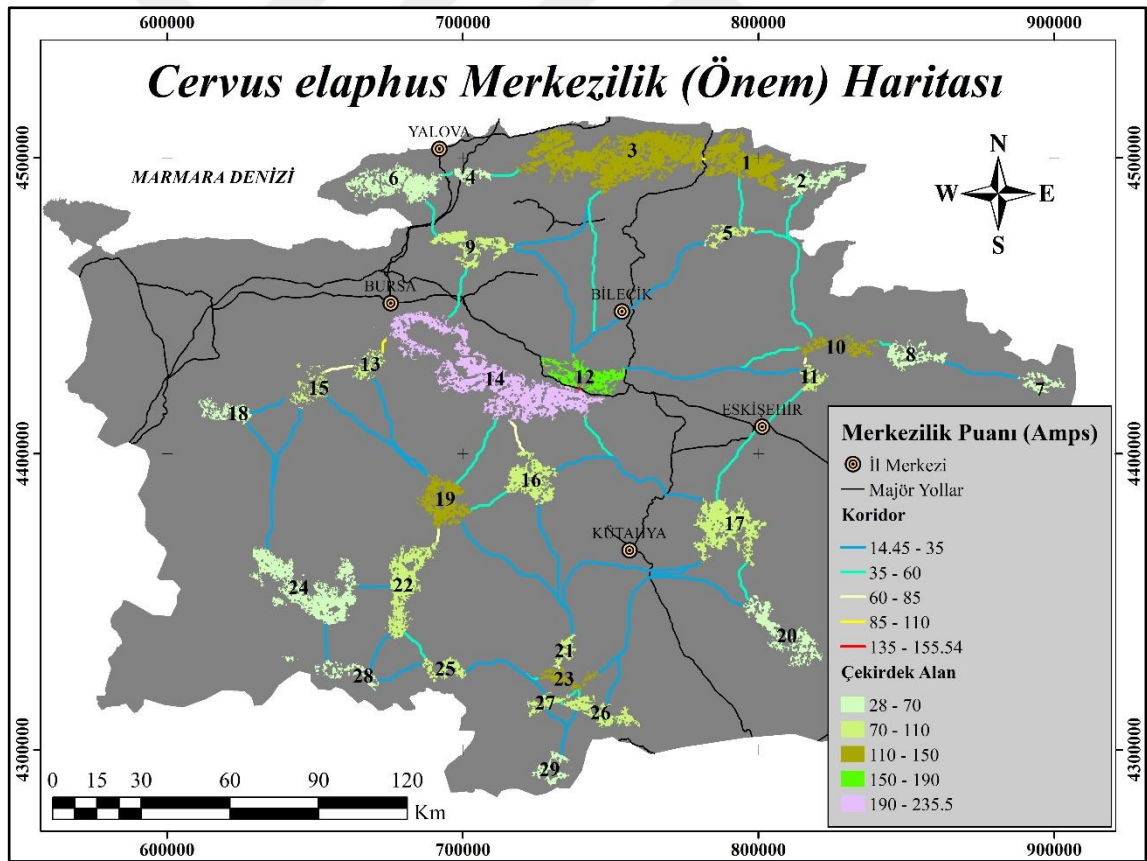
Çizelge 4.8 Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının karakteristiği (Kızılgeyik)

Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		EucD (km)	CWD (LCD) (km)	LCP (km)	CWD/EucD	CWD/LCP	Akım Akış Merkeziliği (Amps)
	Kaynak	Hedef						
1	12	14	0,45	192,35	0,60	425,55	320,58	155,54
2	1	3	0,58	239,66	0,72	414,64	331,02	94,26
3	13	14	3,69	1705,46	4,07	461,93	418,83	88,39
4	19	22	3,62	1282,50	3,82	353,99	335,38	84,31
5	10	11	1,49	298,69	1,67	200,19	179,39	75,63
6	21	23	0,08	22,42	0,14	298,87	158,97	74,30
7	14	16	8,98	2847,92	11,10	317,28	256,62	73,65
8	13	15	8,36	3041,27	9,85	363,79	308,92	63,28
9	1	2	0,31	21,76	0,38	71,10	56,95	60,89
10	1	5	14,18	1811,81	17,00	127,79	106,57	55,46
11	8	10	3,11	351,21	3,43	112,89	102,36	54,00
12	3	4	8,04	2491,34	9,43	309,71	264,25	53,28
13	22	25	10,43	2964,92	11,73	284,16	252,85	51,90

Çizelge 4.8 Çekirdek alanlar arasındaki peyzaj bağlantılarının karakteristiği (devam)

Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		EucD (km)	CWD (LCD) (km)	LCP (km)	CWD/ EucD	CWD/ LCP	Akım Akış Merkeziliği (Amps)
	Kaynak	Hedef						
14	14	19	24,62	6494,50	26,88	263,79	241,57	46,93
15	17	20	9,58	1899,16	14,52	198,16	130,81	46,17
16	23	26	1,70	290,77	1,84	171,55	157,94	44,99
17	2	10	47,10	7196,09	56,76	152,79	126,79	43,21
18	4	6	2,83	1319,15	3,17	465,97	415,87	43,13
19	16	19	12,85	3850,37	14,04	299,76	274,18	43,00
20	9	14	16,77	6698,62	18,36	399,39	364,83	42,55
21	26	27	0,45	68,03	0,62	151,85	109,02	39,04
22	5	10	39,80	6709,98	52,50	168,61	127,81	38,66
23	11	17	41,08	16613,74	50,26	404,38	330,54	37,78
24	3	12	53,67	9462,46	61,61	176,32	153,59	37,06
25	6	9	11,60	5432,92	13,14	468,27	413,50	36,95
26	23	25	24,04	8193,06	28,41	340,78	288,42	36,44
27	14	17	46,84	10127,90	56,03	216,24	180,77	35,94
28	23	27	1,66	392,52	2,16	236,03	182,14	35,21
29	10	12	58,38	9304,13	64,12	159,39	145,10	35,21
30	11	12	58,23	9208,51	62,77	158,15	146,70	34,60
31	5	12	48,83	9290,75	63,24	190,28	146,91	34,59
32	22	24	10,20	4109,84	10,42	403,08	394,27	34,47
33	15	18	11,73	4972,28	12,88	423,82	386,02	33,92
34	16	21	44,39	11476,62	48,21	258,57	238,05	33,63
35	25	27	22,00	9086,21	32,95	412,99	275,78	33,54
36	25	28	15,23	6660,62	16,54	437,22	402,80	29,13
37	7	8	24,64	2960,49	26,42	120,13	112,06	28,00
38	3	9	22,57	6714,76	40,69	297,52	165,02	27,87
39	24	28	11,71	6127,79	11,88	523,43	515,72	27,73
40	19	21	51,76	13992,59	58,77	270,33	238,11	25,40
41	16	17	47,88	11121,69	59,60	232,29	186,61	22,32
42	9	12	36,34	11760,95	47,53	323,65	247,46	22,23
43	18	24	41,24	15394,71	46,97	373,28	327,74	22,15
44	17	21	48,49	15692,40	70,21	323,65	223,50	22,02
45	13	19	36,98	12056,41	40,66	326,03	296,53	20,74
46	17	23	50,03	17566,58	59,53	351,11	295,11	19,71
47	15	24	48,21	16176,19	51,70	335,56	312,90	19,41
48	22	28	12,99	7535,18	14,70	579,90	512,53	18,10
49	15	19	42,55	14898,82	44,79	350,19	332,67	16,91
50	20	23	53,03	20154,85	75,82	380,05	265,81	16,67
51	20	26	50,66	21113,90	84,74	416,76	249,16	16,33
52	27	29	13,00	2587,61	19,05	199,03	135,81	14,53
53	26	29	14,79	2604,46	16,41	176,07	158,76	14,45

Kızılgeyiğin kullanma potansiyelinin olduğu çekirdek alanların ve peyzaj bağlantılarının ayrı ayrı merkezilik puanları hesaplanmıştır (Şekil 4.24). Elde edilen çıktılar, çekirdek alanlar ile peyzaj bağlantıları arasındaki merkezilik puanlarının paralellik gösterdiğini ortaya koymuştur. Ekolojik bağlantıların merkezilik puanlarına bakıldığında, ÇA12-ÇA14 (155,54) arasındaki 1 nolu bağlantının diğer bağlantılara göre açık farkla kızılgeyik için en yüksek merkezilik puanına sahip olduğu belirlenmiştir. ÇA1-ÇA3 (94,26), ÇA13-ÇA14 (88,39) ve ÇA19-ÇA22 (84,31) arasındaki 2, 3 ve 4 nolu bağlantıların da tür için önemli koridorlar olduğu tespit edilmiştir. Tüm bu bulgular, alandaki peyzaj bağlantılılığının sürdürülmesinde ÇA14 ve ÇA12'nin önemini ortaya koymaktadır. Öte yandan, alandaki bağlantılılıkta minimum role sahip olan koridor ise en düşük merkezilik puanına (14,45) sahip olan ÇA26-ÇA29 arasındaki 53 nolu bağlantı olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.8).



Şekil 4.24 Kızılgeyik için koridor ve çekirdek alanların merkezilik (önem) haritası

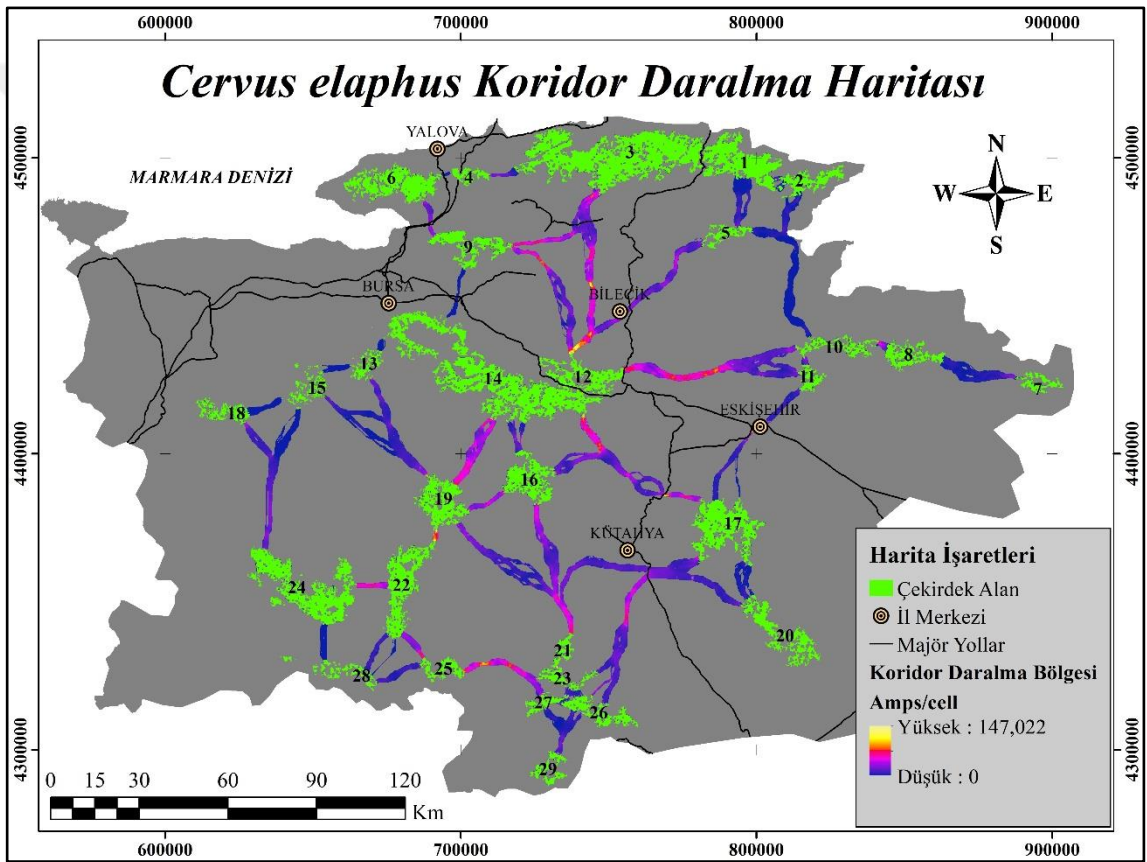
Çekirdek alanların merkezilik puanları incelendiğinde, sırasıyla ÇA14, ÇA12 ve ÇA10 için yüksek merkezilik puanı kaydedilirken, ÇA7 ise en düşük merkezilik puanına sahip çekirdek alandır. ÇA14 (235,5) en yüksek merkezilik puanına sahiptir. Bu çekirdek alan, çalışma alanındaki kızılgeyik habitat alanlarının bağlantılılığının sağlanması yönüyle yüksek öneme sahiptir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9 Çekirdek alanların merkeziliği (Kızılgeyik)

ÇA No	Alan (km ²)	Merkezilik Puanı (Amps)
14	555,56	235,50
12	113,29	173,61
10	58,16	137,35
19	138,92	132,65
23	40,19	127,66
3	592,32	120,23
1	216,41	119,30
22	186,59	108,39
17	221,32	105,96
16	131,16	100,30
13	36,50	100,21
21	30,84	91,67
25	43,74	89,50
11	32,92	88,00
15	45,65	80,76
9	103,45	78,80
5	41,87	78,35
27	32,90	75,16
26	78,28	71,40
2	75,17	66,05
24	299,40	65,88
4	31,20	62,21
8	75,72	55,00
6	189,59	54,04
20	123,83	53,58
28	45,98	51,48
18	54,30	42,03
29	39,50	28,49
7	36,39	28,00

Model, tüm çekirdek alan çiftleri arasında haritalanan koridorlarda birkaç daralma noktasının varlığını ortaya koymuştur. Tüm çekirdek alan çiftleri arasında kızılgeyik için yapılan analizde, yüksek kümülatif akım yoğunluğuna sahip olan ve yüksek düzeyde

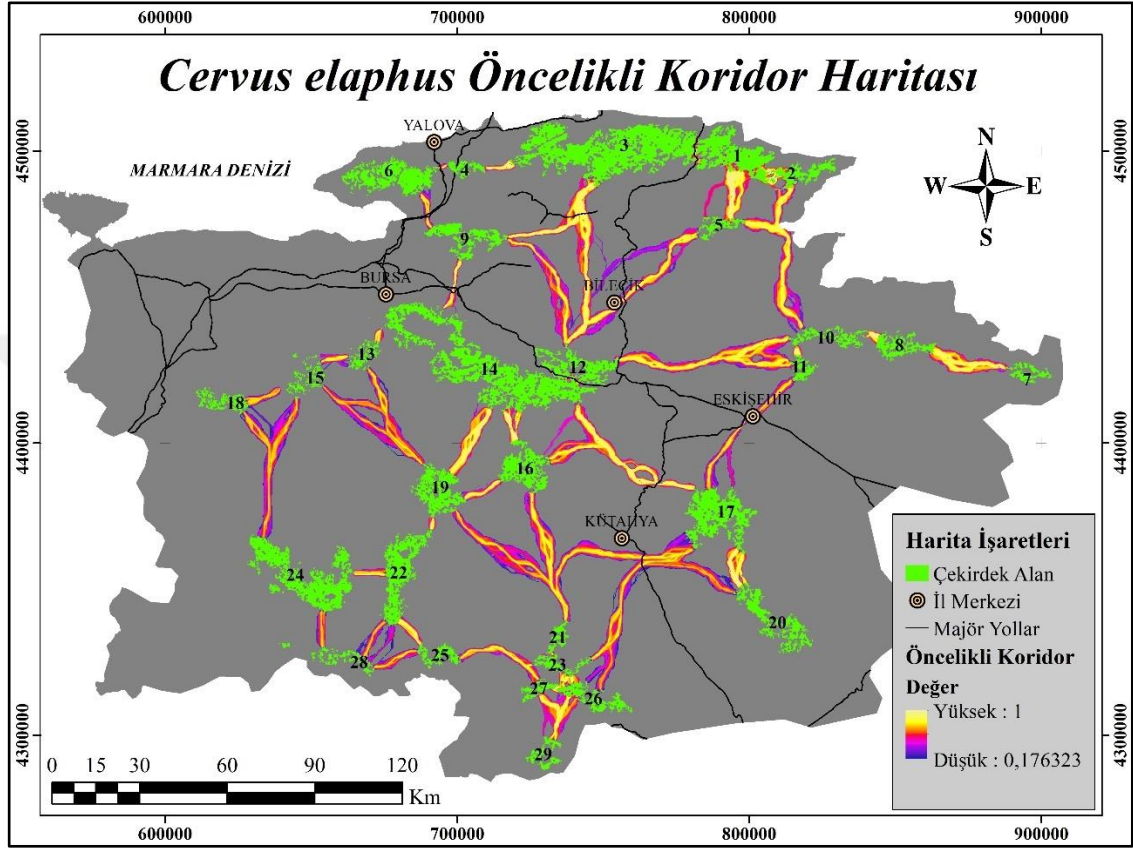
daralmanın gerçekleştiği dört ekolojik bağlantı (ÇA3-ÇA12, ÇA12-ÇA14, ÇA19-ÇA22 ve ÇA14-ÇA17) tespit edilmiştir. Önemli görülen diğer daralma bölgeleri ise ÇA9-ÇA12, ÇA11-ÇA12 ve ÇA25-ÇA27 arasındaki bağlantıların içerisinde bulunmaktadır. Belirlenen daralma bölgelerini barındıran bu ekolojik koridorlar, tüm kızılgeyik ekolojik ağını birbirine bağlı tutmak için önemli olan bağlantılardır. Özellikle ÇA12 ve ÇA14'ün ekolojik ağdaki önemi göz önüne alındığında, ÇA3-ÇA12, ÇA12-ÇA14 ve ÇA14-ÇA17 arasındaki bağlantıların ekolojik ağ bütünlüğünde kritik rol üstlendiği görülmektedir (Şekil 4.25).



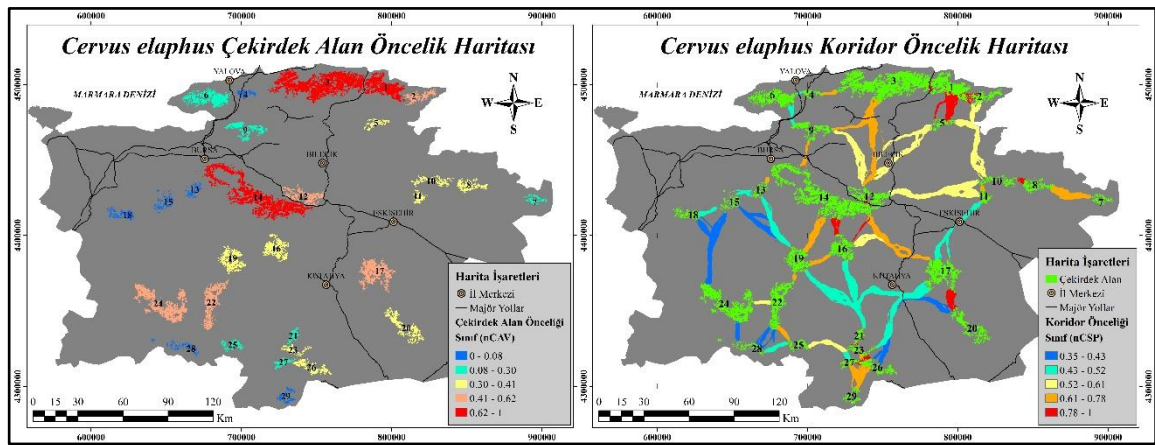
Şekil 4.25 Kızılgeyik için koridorların daralma noktası (Pinchpoint) haritası

Modelde LP aracı yardımıyla çekirdek alanların ve ekolojik bağlantıların kızılgeyik hareketleri bakımından öncelik değerleri hesaplanmış ve haritalanmıştır (Şekil 4.26). Bu değerler aynı zamanda öncelik sıralarını da vermektedir (Şekil 4.27). Normalize edilmiş çekirdek alan öncelik değerleri (nCAV) incelendiğinde, 14 nolu çekirdek alanın (1,00) kızılgeyik için birinci öncelikli olduğu tespit edilmiştir. Bunu sırasıyla 3 (0,95) ve 1 (0,81)

nolu çekirdek alanlar izlemektedir. ÇA17 ve ÇA12 de 0,5 öncelik değerinin üstündeki diğer önemli çekirdek alanlardır. En düşük önceliğe sahip çekirdek alanlar ise ÇA18 (0,03) ve ÇA15 (0,00) olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.10).



Şekil 4.26 Kızılgeyik için öncelikli koridorlar haritası



Şekil 4.27 Kızılgeyik için çekirdek alanların ve koridorların öncelik sınıfı haritaları

Çizelge 4.10 Çekirdek alanların öncelik değerleri (Kızılgeyik)

ÇA No	Ort. Direnç	1 – (nDirenç)	nAlan	nAlan/Çevre	nAmps	CAV	nCAV
14	137,75	0,69	0,94	0,69	1,00	0,83	1,00
3	115,61	0,77	1,00	0,91	0,51	0,80	0,95
1	60,47	0,98	0,37	1,00	0,51	0,71	0,81
17	113,37	0,78	0,37	0,80	0,45	0,60	0,62
12	122,89	0,74	0,19	0,57	0,74	0,56	0,55
22	175,53	0,54	0,32	0,75	0,46	0,52	0,48
2	55,81	1,00	0,13	0,64	0,28	0,51	0,47
24	187,12	0,50	0,51	0,75	0,28	0,51	0,47
16	170,11	0,56	0,22	0,69	0,43	0,47	0,41
19	224,02	0,36	0,23	0,66	0,56	0,45	0,38
10	120,61	0,75	0,10	0,37	0,58	0,45	0,37
8	92,61	0,86	0,13	0,57	0,23	0,45	0,37
26	114,44	0,78	0,13	0,54	0,30	0,44	0,35
20	106,59	0,81	0,21	0,48	0,23	0,43	0,34
5	94,78	0,85	0,07	0,47	0,33	0,43	0,34
11	114,47	0,78	0,06	0,50	0,37	0,43	0,33
23	141,37	0,67	0,07	0,42	0,54	0,43	0,33
6	231,72	0,33	0,32	0,75	0,23	0,41	0,30
21	181,52	0,52	0,05	0,59	0,39	0,39	0,26
9	204,44	0,43	0,17	0,60	0,33	0,39	0,26
25	180,96	0,52	0,07	0,53	0,38	0,38	0,25
27	151,76	0,63	0,06	0,48	0,32	0,37	0,24
7	101,14	0,83	0,06	0,43	0,12	0,36	0,22
4	246,11	0,27	0,05	0,50	0,26	0,27	0,08
29	218,72	0,38	0,07	0,49	0,12	0,26	0,06
13	260,22	0,22	0,06	0,34	0,43	0,26	0,06
28	212,96	0,40	0,08	0,34	0,22	0,26	0,05
18	233,12	0,32	0,09	0,39	0,18	0,24	0,03
15	261,10	0,21	0,08	0,28	0,34	0,23	0,00

Normalize edilmiş ekolojik bağlantı öncelik değerleri (nCSP) incelendiğinde, ÇA1 ile ÇA2 arasındaki 9 nolu bağlantının alandaki kızılgeyiklerin birincil öncelik olarak tercih edebileceği en önemli koridor olduğu tespit edilmiştir. Bunu sırasıyla ÇA1-ÇA3 (0,87)

ve ÇA1-ÇA5 (0,86) arasındaki ekolojik bağlantılar izlemektedir. ÇA20-ÇA23 (0,37) ve ÇA20-ÇA26 (0,35) arasındaki koridorlar ise kıvılgıyığın en son tercih edeceği ekolojik bağlantıların başında gelmektedir (Çizelge 4.11). Kıvılgıyık için 0,5 eşiğı üstündeki nCSP değerklerine sahip olan ekolojik bağlantıların sayısı, bozayı bağlantı sayılarına kıyasla oldukça fazladır. Bu eşiğın üstünde öncelik değerklerine sahip koridor sayısı toplam 53 koridordan 39’udur. Bozayı için ise bu sayı sadece 11’dir. Bu sonuçlar, kıvılgıyığın alanda daha genele yayılmış bir koridor önceliğine sahip olduğunu göstermektedir (Şekil 4.27).

Çizelge 4.11 Peyzaj bağlantılarının öncelik değerkleri (Kıvılgıyık)

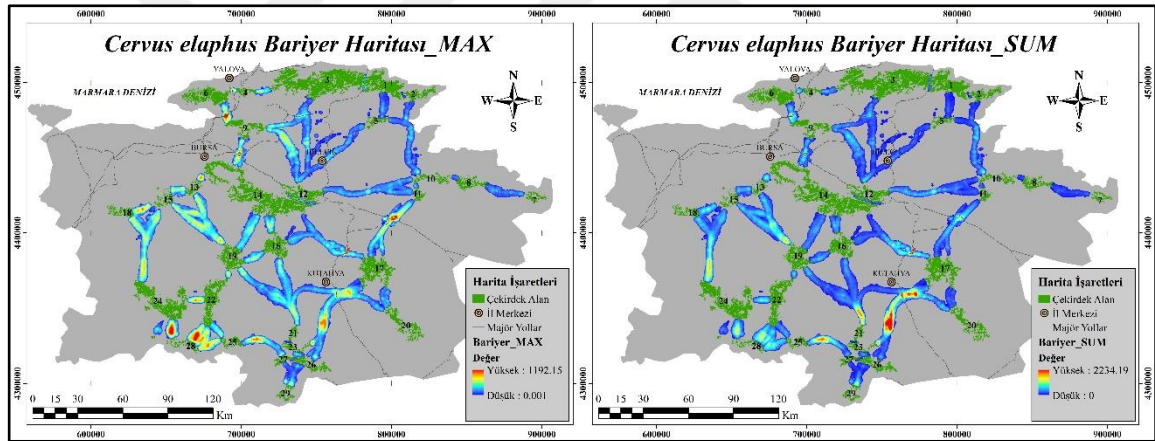
Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		LCP (m)	1 – (nYakın)	CWD/ LCP	1 – (nGeç)	CSP	nCSP
	Kaynak	Hedef						
9	1	2	382	1,00	56,95	1,00	0,88	1,00
2	1	3	724	0,99	331,02	0,40	0,76	0,87
10	1	5	17001	0,80	106,57	0,89	0,75	0,86
11	8	10	3431	0,96	102,36	0,90	0,74	0,84
1	12	14	600	0,99	320,58	0,43	0,73	0,84
21	26	27	624	0,99	109,02	0,89	0,72	0,82
15	17	20	14519	0,83	130,81	0,84	0,71	0,81
7	14	16	11098	0,87	256,62	0,56	0,71	0,81
16	23	26	1841	0,98	157,94	0,78	0,70	0,79
6	21	23	141	1,00	158,97	0,78	0,69	0,78
5	10	11	1665	0,98	179,39	0,73	0,69	0,78
28	23	27	2155	0,98	182,14	0,73	0,66	0,75
14	14	19	26884	0,68	241,57	0,60	0,66	0,75
12	3	4	9428	0,89	264,25	0,55	0,65	0,74
38	3	9	40690	0,52	165,02	0,76	0,63	0,72
27	14	17	56026	0,34	180,77	0,73	0,63	0,72
37	7	8	26419	0,69	112,06	0,88	0,62	0,70
24	3	12	61609	0,27	153,59	0,79	0,61	0,69
13	22	25	11726	0,86	252,85	0,57	0,60	0,68
53	26	29	16405	0,81	158,76	0,78	0,59	0,68
4	19	22	3824	0,96	335,38	0,39	0,59	0,67
19	16	19	14043	0,84	274,18	0,53	0,58	0,67
20	9	14	18361	0,78	364,83	0,33	0,58	0,66
52	27	29	19053	0,78	135,81	0,83	0,58	0,66
3	13	14	4072	0,95	418,83	0,21	0,56	0,64
32	22	24	10424	0,88	394,27	0,26	0,54	0,61
17	2	10	56758	0,33	126,79	0,85	0,53	0,61

Çizelge 4.11 Peyzaj bağlantılarının öncelik değerleri (Kızılgeyik) (devam)

Bağlantı No	Çekirdek Alan (ÇA)		LCP (m)	1 – (nYakın)	CWD/ LCP	1 – (nGeç)	CSP	nCSP
	Kaynak	Hedef						
22	5	10	52498	0,38	127,81	0,85	0,53	0,60
41	16	17	59597	0,30	186,61	0,72	0,51	0,58
29	10	12	64123	0,24	145,10	0,81	0,50	0,58
30	11	12	62773	0,26	146,70	0,80	0,50	0,57
31	5	12	63243	0,25	146,91	0,80	0,50	0,57
26	23	25	28407	0,67	288,42	0,50	0,48	0,55
42	9	12	47527	0,44	247,46	0,58	0,48	0,54
35	25	27	32947	0,61	275,78	0,52	0,46	0,52
34	16	21	48211	0,43	238,05	0,61	0,46	0,52
18	4	6	3172	0,96	415,87	0,22	0,45	0,52
8	13	15	9845	0,89	308,92	0,45	0,45	0,51
25	6	9	13139	0,85	413,50	0,22	0,45	0,51
23	11	17	50262	0,41	330,54	0,40	0,43	0,49
46	17	23	59525	0,30	295,11	0,48	0,42	0,48
44	17	21	70213	0,17	223,50	0,64	0,42	0,48
40	19	21	58766	0,31	238,11	0,61	0,41	0,47
45	13	19	40658	0,52	296,53	0,48	0,40	0,46
36	25	28	16536	0,81	402,80	0,25	0,40	0,45
33	15	18	12881	0,85	386,02	0,28	0,38	0,43
39	24	28	11882	0,86	515,72	0,00	0,37	0,42
43	18	24	46973	0,45	327,74	0,41	0,37	0,42
48	22	28	14702	0,83	512,53	0,01	0,37	0,42
47	15	24	51697	0,39	312,90	0,44	0,35	0,40
49	15	19	44786	0,47	332,67	0,40	0,35	0,40
50	20	23	75823	0,11	265,81	0,54	0,33	0,37
51	20	26	84741	0,00	249,16	0,58	0,31	0,35

Model kapsamındaki kızılgeyik için bariyer analizi sonuçlarına göre, denenen maksimum ve sum (toplam) yöntemlerinden “max” yönteminin daha düşük bariyer puanına sahip olmasına rağmen yüksek trafik yoğunluklu karayollarının geçtiği bazı bölgelerde önemli bariyerleri işaret ettiği anlaşılmıştır. Bunun yanında, her iki yöntemden elde edilen sonuç haritasındaki yüksek puanlı bariyer alanlarının dağılımı genellikle benzerlik gösterse de kısmi farklılıklar göze çarpmaktadır (Şekil 4.28). Maksimum yönteminden elde edilen ve kızılgeyik geçişlerine engel teşkil eden bariyer bölgeleri çalışma alanının geneline yayılmış şekilde fakat lokal olarak küçük alanlarda gözlenmektedir. Özellikle ÇA4-ÇA6, ÇA6-ÇA9, ÇA9-ÇA14, ÇA14-ÇA13, ÇA15-ÇA18, ÇA11-ÇA17, ÇA17-ÇA26, ÇA25-

ÇA27, ÇA22-ÇA28 ve ÇA24-ÇA28 arasındaki ekolojik bağlantılarda yüksek bariyer etkisi göstererek kızılgeyik geçişlerini zorlaştıran bazı lokal bölgeler bulunmaktadır. Bu bariyer bölgelerinden ÇA4-ÇA6, ÇA6-ÇA9 ve ÇA9-ÇA14 arasındaki bağlantılar üzerinde yüksek trafik hacmine sahip karayollarının önemli etkisi görülürken, ÇA11 ile ÇA17 arasındaki bağlantıda ise Eskişehir kent merkezinin etkisi dikkat çekmektedir. Kent merkezinden aynı zamanda yüksek taşıt yoğunluklu Ankara-Eskişehir Karayolu da geçmektedir. Bu dört bağlantı dışındaki diğer ekolojik bağlantılar ise, yüksek dirençli arazi kullanımları veya düşük trafik hacimli karayollarından kaynaklı olarak yüksek bariyer puanlarına sahip lokal bazı bölgeleri içermektedir. Tüm bu bölgeler, ekolojik bağlantı kalitesini olumsuz etkileyen önemli noktalardır ve kızılgeyik geçişlerinin kalitesini artırmak adına iyileştirilmesi gereken alanları (restorasyon öncelikli alanları) işaret etmektedir (Gallo vd. 2019).

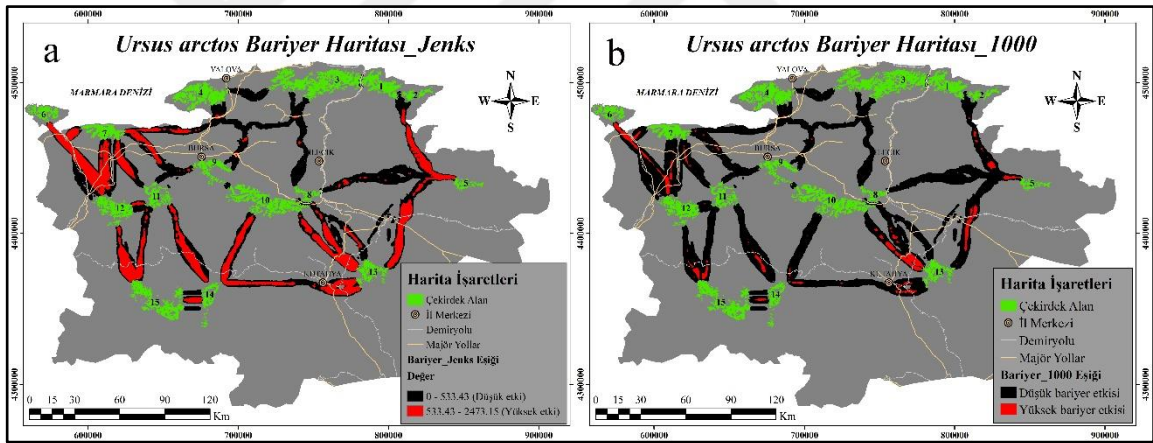


Şekil 4.28 Kızılgeyik için potansiyel bariyer haritaları (Max ve Sum yöntemleri ile)

4.7 Ekolojik Bağlantılılık Planlaması

4.7.1 *Ursus arctos* (Bozayı)

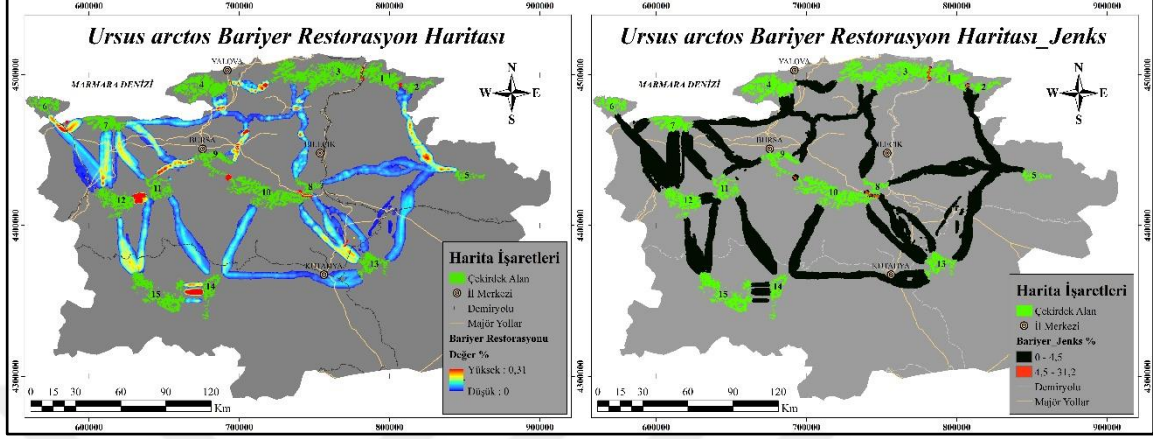
Bozayı için engel oluşturan ve haritada kırmızı renkle gösterilen yüksek bariyer etki bölgeleri (Şekil 4.29a), Jenks doğal eşik yöntemiyle sınıflandırıldığında toplam ekolojik koridor alanının yaklaşık olarak %38'ini kaplamaktadır. Çalışmada daha öz sonuçlar almak adına, 1.000 değeri eşik olarak belirlenmiş ve bu değerin üstündeki alanlar yüksek bariyer etkisine sahip olan ve aynı zamanda öncelikli olarak restore edilmesi gereken alanlar (kırmızı renkli) olarak belirlenmiştir (Şekil 4.29b). Bu değerin altındaki alanlar ise düşük bariyer etkisi gösteren alanlar olarak değerlendirilmiştir. Bariyer alanlarının mekânsal yüzdeleri Çizelge 4.12'de verilmiştir.



Şekil 4.29 Bozayı için (a)Potansiyel bariyer etki bölgeleri haritası, (b)Restorasyon öncelikli alanlar haritası

Bozayı geçişlerindeki kaliteyi artıracak olan ve restorasyonun başlangıcında ilk olarak tercih edilebilecek önemli alanlar yüzde cinsinden hesaplanmış ve haritalandırılmıştır (Şekil 4.30). Buna göre, ekolojik koridorlardaki en yüksek restorasyon oranı %31'dir. Bu oran, peyzaj koridorunun iyileşme başarısını göstermektedir. Üretilen bu katman, Jenks yöntemiyle ikili sınıflandırmaya tabi tutulduğunda, doğal eşik %4,5 olarak hesaplanmıştır. Bu değerin üstündeki alanlar ise yüksek restorasyon yüzdesine sahip olan en kritik bölgeleri işaret etmektedir. Bu bölgelerde (sağdaki şekilde kırmızı renkli

bölgeler) restorasyon çalışmalarına öncelik verildiği takdirde hızlı bir iyileşmenin olabileceği muhtemel sonuçlar arasındadır.

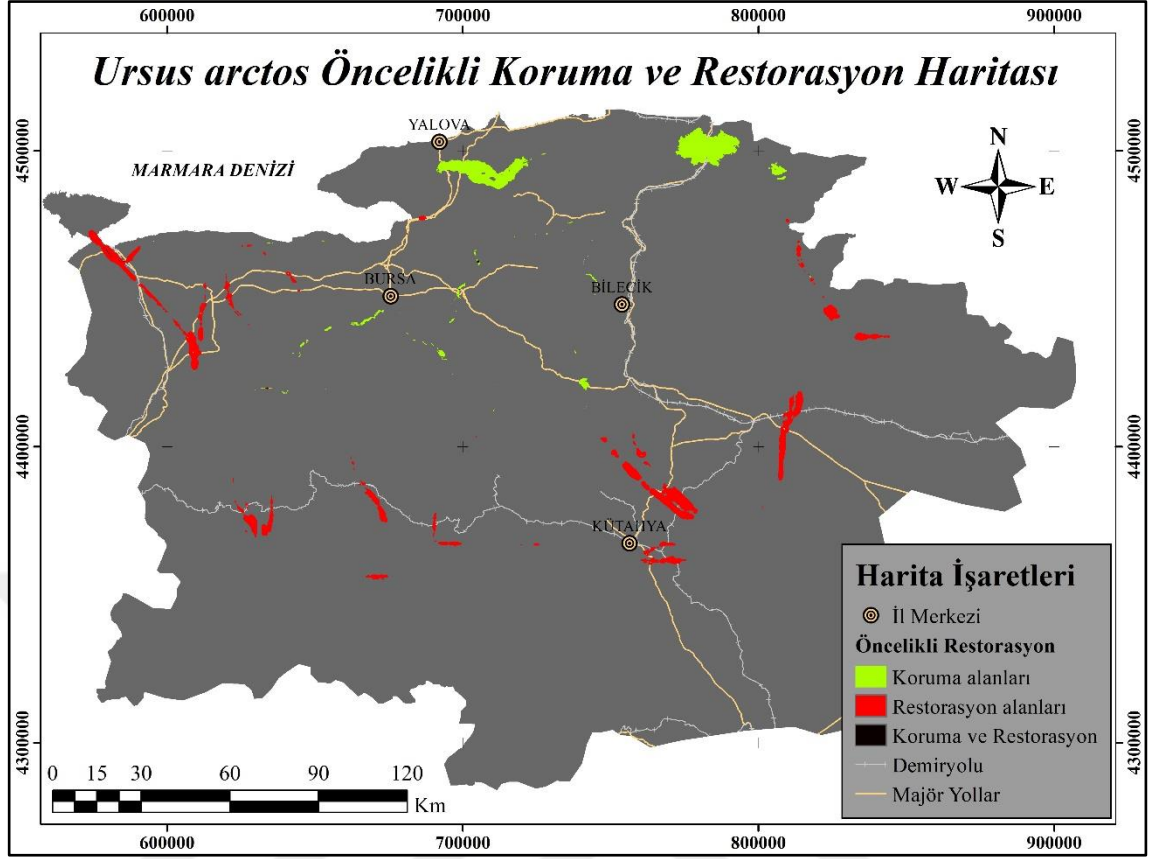


Şekil 4.30 Bozayı için potansiyel bariyer restorasyon (%) haritaları

Çalışma alanındaki koruma öncelikli ekolojik bağlantı bölgelerinin belirlenmesi için “Koridor daralma bölgeleri” katmanı ile “Öncelikli bağlantılılık alanları” katmanı birleştirilmiştir. Sonrasında, yüksek puanlı önemli bariyer bölgelerini temsil eden “Restorasyon öncelikli alanlar” katmanı “Koruma öncelikli alanlar” katmanı ile birleştirilmiş ve bozayı geçişlerini iyileştirmeyi hedefleyen bütüncül bir restorasyon haritası üretilmiştir (Şekil 4.31). Üretilen çıktı, bozayı için çekirdek alanlar arası geçişlerin (tür hareketlerinin) kalitesini artırabilecek öncelikli restorasyon alanlarını işaret etmektedir. Buna göre, koruma öncelikli alanlar (%5,3) çalışma alanının kuzey kesimlerinde dikkat çekerken, restorasyon öncelikli alanlar (%7,5) ise alanın geneline yayılmıştır. Bu sınıfların her ikisinin de görüldüğü alanlar (%0,03) oldukça azdır. Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait mekânsal dağılımlar ve yüzdeleri Çizelge 4.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.12 Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait dağılımlar (Bozayı)

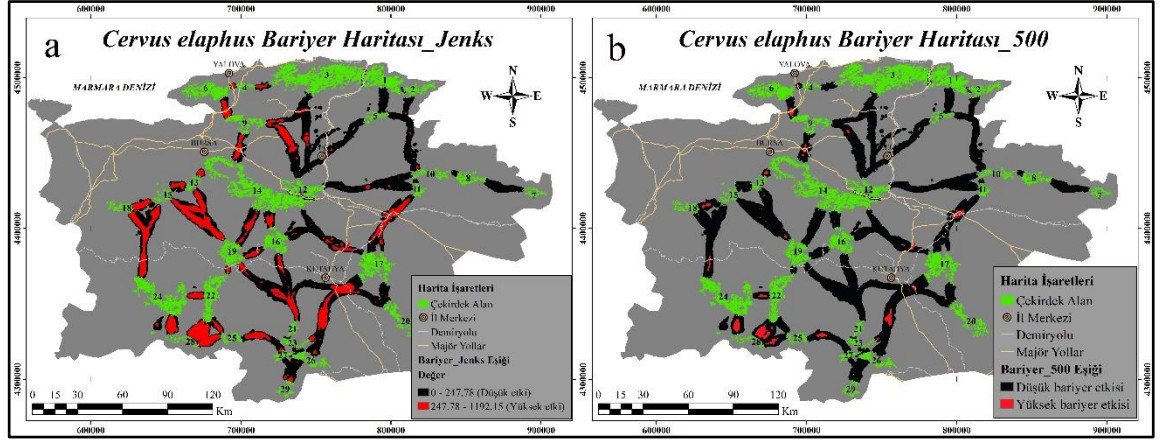
Üretilen Katman	Sınıf	Alan (ha)	Yüzdelik Dilim %
Koridor daralma bölgesi	0 – 3 Amps	454263	98,88
Pinchpoints (Amps/cell)	3 – 18,9 Amps	3393	1,12
Koridor önceliği_Jenks eşiğiyle nCSP değeri	0,13 – 0,25	42088	13,92
	0,25 – 0,38	75728	25,05
	0,38 – 0,55	75341	24,92
	0,55 – 0,72	74454	24,62
	0,72 – 1,00	34748	11,49
Toplam Koridor Alanı	-	302359	100
Bariyer alanları_Jenks eşiğiyle	Düşük bariyer etkisi	442165	62,33
	Yüksek bariyer etkisi	267264	37,67
Bariyer alanları_1000 eşiğiyle	Düşük bariyer etkisi	655864	92,45
	Yüksek bariyer etkisi	53565	7,55
Bariyer restorasyonu_Jenks ile (İyileşme yüzdesi)	%0 - 4,5	706778	99,45
	%4,5 - 31,2	3915	0,55
Öncelikli koruma ve restorasyon alanları	Koruma öncelikli alanlar	37662	5,31
	Restorasyon öncelikli alanlar	53346	7,52
	İki sınıfın kesişimi	219	0,03
	Koruma ve restorasyon dışı	618202	87,14
Toplam Bariyer Etki Alanı	-	709429	100



Şekil 4.31 Bozüyük için öncelikli koruma ve restorasyon haritası

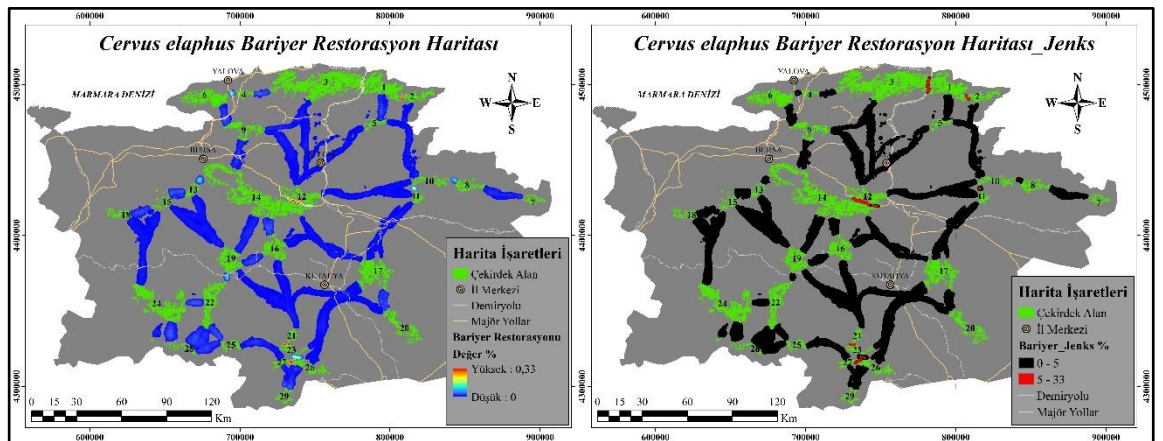
4.7.2 Cervus elaphus (Kızılgeyik)

Kızılgeyik için engel oluşturan ve haritada kırmızı renkle gösterilen yüksek bariyer etki bölgeleri (Şekil 4.32a), Jenks doğal eşik yöntemiyle sınıflandırıldığında toplam ekolojik koridor alanının yaklaşık olarak %28'ini kaplamaktadır. Çalışmada daha öz sonuçlar almak adına, eşik değeri 500 olarak belirlenmiş ve bu değerin üstündeki alanlar yüksek bariyer etkisine sahip olan ve aynı zamanda öncelikli olarak restore edilmesi gereken alanlar (kırmızı renkli) olarak belirlenmiştir (Şekil 4.32b). Bu değerin altındaki alanlar ise düşük bariyer etkisi gösteren alanlar olarak değerlendirilmiştir. Bariyer alanlarının mekânsal yüzdeleri Çizelge 4.13'te verilmiştir.



Şekil 4.32 Kızılgeyik için (a)Potansiyel bariyer etki bölgeleri haritası, (b)Restorasyon öncelikli alanlar haritası

Kızılgeyik geçişlerindeki kaliteyi artıracak olan ve restorasyonun başlangıcında ilk olarak tercih edilebilecek önemli alanlar yüzde cinsinden hesaplanmış ve haritalandırılmıştır (Şekil 4.33). Buna göre, ekolojik koridorlardaki en yüksek restorasyon oranı %33'tür. Bu oran, peyzaj koridorunun iyileşme başarısını göstermektedir. Üretilen bu katman, Jenks yöntemiyle ikili sınıflandırmaya tabi tutulduğunda, doğal eşik %5 olarak hesaplanmıştır. Bu değerin üstündeki alanlar ise yüksek restorasyon yüzdesine sahip olan en kritik bölgeleri işaret etmektedir (Çizelge 4.13). Bu bölgelerde (sağdaki şekilde kırmızı renkli bölgeler) restorasyon çalışmalarına öncelik verildiği takdirde hızlı bir iyileşmenin olabileceği muhtemel sonuçlar arasındadır.

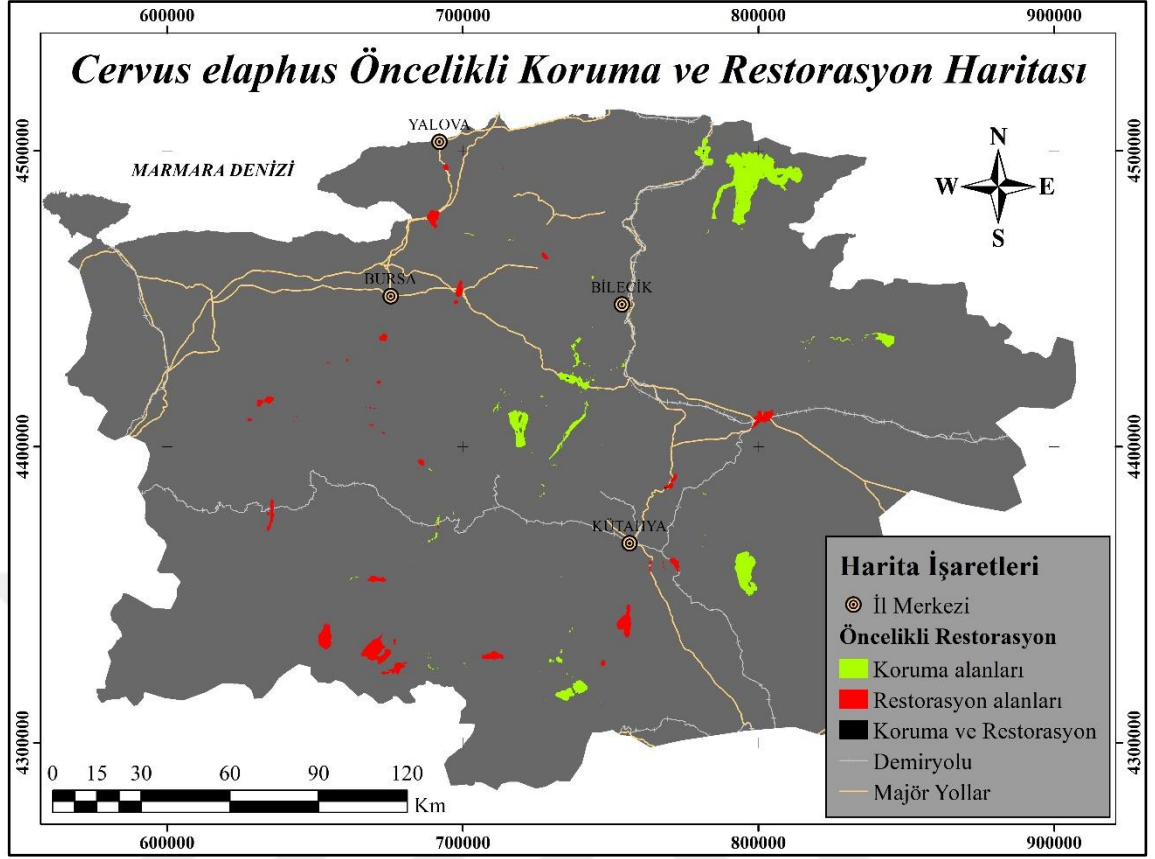


Şekil 4.33 Kızılgeyik için potansiyel bariyer restorasyon (%) haritaları

Kızılgeyiğin geçişini iyileştirmeyi hedefleyen bütüncül bir restorasyon haritası üretilmiştir (Şekil 4.34). Üretilen çıktı, kızılgeyik için çekirdek alanlar arası geçişlerin (tür hareketlerinin) kalitesini artırabilecek öncelikli restorasyon alanlarını işaret etmektedir. Buna göre, koruma öncelikli alanlar ve restorasyon öncelikli alanların tamamı (%12,14) çalışma alanının geneline yayılmıştır. Bu sınıfların her ikisinin de görüldüğü alanlar (%0,035) sınırlıdır. Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait mekânsal dağılımlar ve yüzdeleri Çizelge 4.13’te verilmiştir.

Çizelge 4.13 Öncelikli koruma ve restorasyon alanlarına ait dağılımlar (Kızılgeyik)

Üretilen Katman	Sınıf	Alan (ha)	Yüzdelik Dilim %
Koridor daralma bölgesi	0 – 8 Amps	453448	99,07
Pinchpoints (Amps/cell)	8 – 147,02 Amps	4208	0,93
Koridor önceliği_Jenks eşığıyle nCSP değeri	0,35 – 0,43	64125	14,01
	0,43 – 0,52	117248	25,62
	0,52 – 0,61	119169	26,04
	0,61 – 0,78	105431	23,04
	0,78 – 1,00	51683	11,29
Toplam Koridor Alanı	-	457656	100
Bariyer alanları_Jenks eşığıyle	Düşük bariyer etkisi	476309	71,82
	Yüksek bariyer etkisi	186904	28,18
Bariyer alanları_500 eşığıyle	Düşük bariyer etkisi	637929	96,19
	Yüksek bariyer etkisi	25284	3,81
Bariyer restorasyonu_Jenks ile (İyileşme yüzdesi)	%0-5	655394	98,82
	%5-33	7829	1,18
Öncelikli koruma ve restorasyon alanları	Koruma öncelikli alanlar	55418	8,36
	Restorasyon öncelikli alanlar	25053	3,78
	İki sınıfın kesişimi	231	0,03
	Koruma ve restorasyon dışı	582511	87,83
Toplam Bariyer Etki Alanı	-	663213	100



Şekil 4.34 Kızılgeyik için öncelikli koruma ve restorasyon haritası

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışma, hedef türler olarak belirlenen bozayı ve kızılgeyiğin Kuzeybatı Anadolu'daki yayılış alanlarının (uygun habitatların) belirlenmesine ve bu potansiyel habitatlar arasındaki kritik düzeyde önemli ekolojik bağlantıların ve geçiş yerlerinin tespitine odaklanmıştır. Çalışmadan elde edilen bulgular; (1) potansiyel habitatların dağılımı ve etkileri, (2) çevresel değişkenlerin tür dağılım modeli üzerindeki etkisi ve (3) potansiyel habitatlar arasındaki ekolojik bağlantılılık başlıklarında tartışılmış ve çalışmanın önemli sonuçları verilmiştir.

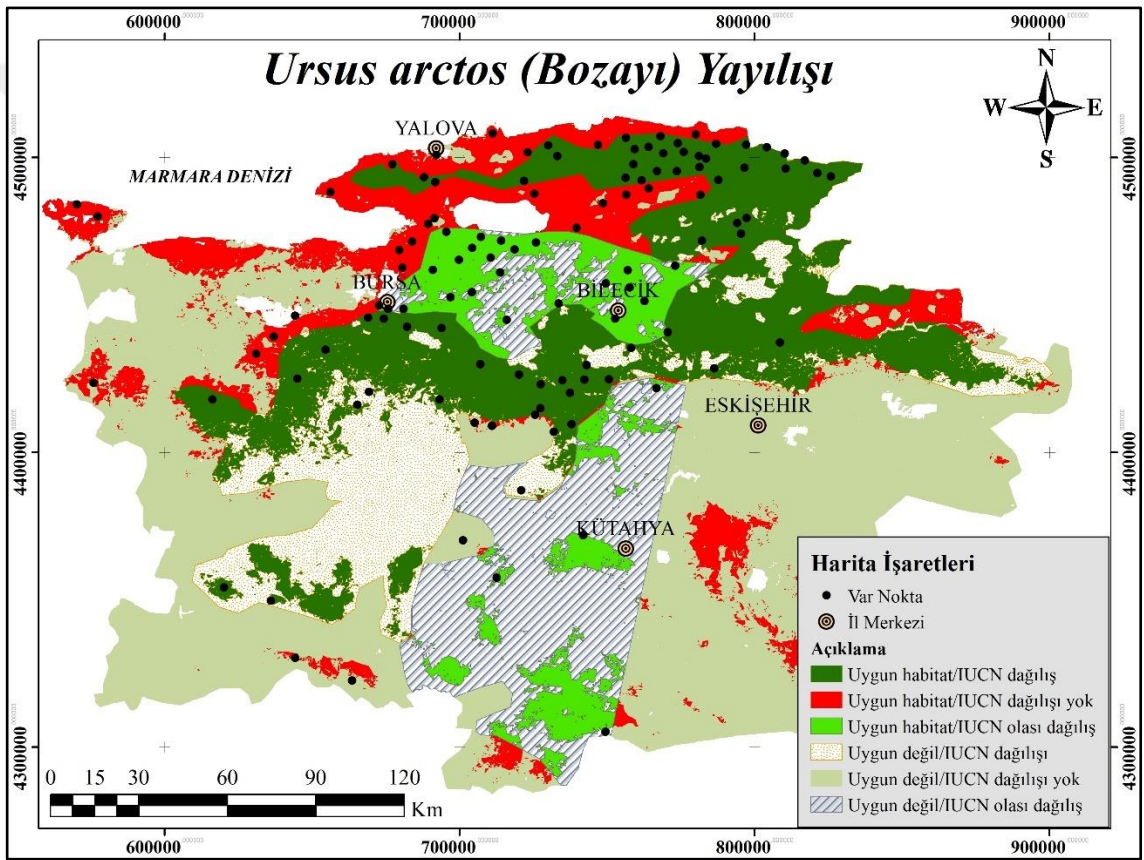
5.1 Potansiyel Habitatların Dağılımı ve Etkileri

Çalışmada öncelikli olarak ekolojik sınırlar tespit edilmiştir. Bu sınır, çalışmanın yöntemi dahilindeki ekolojik bir yaklaşımla ve yaban türleri için çekirdek alanlar barındıran orman lekelerinin mekânsal bütünlüğü gözetilerek belirlenmiştir (bkz. Başlık 3.2.2). Çalışmanın ölçeği 1.250.000'dir ve bölgesel düzeydeki ölçeğe sahiptir. Bu ölçek, Savvantoglou'nun (2022) Yunanistan'da bozayı için yaptığı tür dağılım çalışmasında kullandığı ölçeğe yakındır. Gerek odaklanılan hedef tür gerekse çalışılan coğrafyaların birbirine yakınlığı nedeniyle, bu çalışmada kullanılan ölçeğin Savvantoglou'nun (2022) ölçeği ile uyumlu olduğu söylenebilir.

Modelde bozayı için AUC değeri 0,832 ve standart sapma ise 0,03 olarak bulunmuştur. Bu AUC değeri rastgele tahmin değeri olan 0,5'in üstündedir ve modelin başarılı olduğunu doğrulamaktadır (Phillips vd. 2006). AUC değerinin 0,8 değerinden yukarıda olması, model performansının iyi olduğunu ortaya koymaktadır (Phillips vd. 2006, Baldwin 2009). Bu güvenilir sonuçlar modelin bozayının potansiyel dağılım alanlarını yansıtabilecek nitelikte olduğunu kanıtlamaktadır. Kızılgeyiğin için yürütülen modelin AUC değeri 0,757 ve standart sapması ise 0,05'tir. Bu AUC değeri 0,8'in altında olsa da bu eşiğe oldukça yakındır ve model performansı zayıf olsa da eşiğe yakınlığı nedeniyle orta düzeyde başarılı olarak değerlendirilebilir. Model için tam anlamıyla güvenilir denilemese de belirtilen nedenlerden dolayı kızılgeyiğin potansiyel dağılımlarını

yansıtabilecek niteliğe sahiptir. Ayrıca, bu konudaki farklı akademik çalışmalarda birbirinden farklı eşik aralıkları kullanılmıştır. Bu eşik değerlerinin ne olacağı konusu tartışmalı gibi gözükmektedir.

Çalışmada bozayının yayılışını büyük ölçüde kuzey kesimlerde yaptığı ve güneyde yayılış gösterdiği bazı lokal bölgelerin olduğu görülmüştür. Bozayı için belirlenen habitat uygunluk alanları ile IUCN dağılışları (McLellan vd. 2017) üst üste bindirilmiş ve türün gelecekte gidebileceği olası rekolonizasyon alanları irdelenmiştir (Şekil 5.1).



Şekil 5.1 Bozayı olası rekolonizasyon alanları haritası

Bu doğrultuda, çalışma alanının kırmızı ve açık yeşil renklerle gösterilen bölgelerinde bozayının gelecekte potansiyel olarak kolonize olabileceği düşünülmektedir. Fakat bununla ilgili net bir bulgu yoktur. Kırmızı ve açık yeşil alanların belirli bölgelerinde çalışma kapsamında bozayılara rastlanmıştır fakat bununla ilgili bulgu eksikliği bulunmaktadır ve detaylı araştırmalar gerekmektedir. Koyu yeşille gösterilen alanlar ise

IUCN tarafından bozayı yayılışının olduğu belirlenmiş alanlar olup, aynı zamanda bu çalışmada belirlenen uygun habitat alanlarını işaret etmektedir. Bu alanlarda bozayının barınma ihtimali çok yüksek gibi görülmektedir. Diğer alanlar ise bozayı görülme ihtimalinin daha düşük olduğu alanlardır.

IUCN'nin kızılgeyik dağılış verisi (Lovari vd. 2018) türün alanın tamamında yayılış gösterdiğini işaret etmektedir. Bu nedenle, bu dağılış verisinin üst üste bindirmede habitat uygunluklarına bir etkisi olmayacaktır. Bu doğrultuda, kızılgeyik için bir rekolonizasyon haritası oluşturulamamıştır.

Bu çalışmadaki her iki hedef tür için tür dağılım modeliyle tahmin edilen potansiyel habitatlar, hedef türlerin Kuzeybatı Anadolu'daki bilinen IUCN yayılışlarıyla büyük oranda örtüşmektedir (McLellan vd. 2017, Lovari vd. 2018). Bu örtüşmeler özellikle bozayının MaxEnt dağılımındaki 0,8 olasılık eşiğinin üstündeki alanlarda dikkati çekmektedir. Ayrıca, kızılgeyiğin bozayı yayılışlarına kıyasla çalışma alanının tamamına yayıldığı (0,8 olasılık eşiğinin üstündeki yayılış alanlarında doğu yönünde bir yoğunluk vardır) ve bu yayılışların IUCN yayılışlarıyla (Lovari vd. 2018) tam bir örtüşme içerisinde olduğu anlaşılmıştır. Ek olarak, çalışma alanında yapılmış akademik çalışmalarda ve saha gözlemlerinde fotokapanlar ve köylü-avcı görüşmelerinden elde edilen varlık noktaları da hedef türlerin IUCN yayılışları ve çalışmada belirlenen potansiyel habitat alanlarıyla uyum içerisinde. Bunun ilgili olarak, Gözütok (2017), Bursa il sınırları dahilinde kurduğu fotokapan ve saha gözlemleriyle Osmangazi, Uludağ Milli Parkı, İnegöl'ün Cerrah Köyü, Mustafakemalpaşa'nın Garipçetekke Köyü ve Suuçtu Şelalesi mevkilerinde bozayı tespit etmiştir. Töke (2023), Güney Sakarya'daki Samanlı Dağları'nın bir bölümünde bulunan Pamukova, Geyve, Sapanca ilçelerine bağlı yaklaşık 20 köy ve civarındaki ormanlık alanlarda fotokapanlarla bozayları yoğun bir şekilde tespit etmiştir. Ek olarak, yine aynı bölgede, ayrıca Yalova ormanlarında ve Düzce'nin güneyindeki Kapıorman Dağları'nda vatandaşların ve çobanların fotokapanla kayıt altına aldığı münferit tespitler de bulunmaktadır. Yine, çalışmada yürütülen saha gözlemleri ve avcı-köylü görüşmelerinden İznik Gölü'nün güneyinde bulunan Katırlı Dağları'ndaki Reşadiye, Selimiye, Burcun, Paşayayla, Bayırköy civarında da bozayı varlığı tespit edilmiştir. Dolayısıyla hem bu çalışma hem de diğer akademik çalışmalar ve saha

gözlemleri, bozayının olası potansiyel habitatlarının çalışma alanının kuzey bölgelerinde yoğunlaştığını ve bu noktaların büyük oranda IUCN yayılış alanlarının içerisinde kaldığını ortaya koymaktadır (McLellan vd. 2017). Kızılgeyik için çalışma alanı sınırları dahilinde yürütülen akademik çalışmalarda ise, Kütahya, Eskişehir, Uludağ'ın güney etekleri ve Kapıdağ Yarımadası'nda türün varlığı tespit edilmiştir. Oğurlu (1996, 1997) ve Oruç (2017), Sündiken Dağları'nda bulunan Eskişehir Mihaliççık-Çatacık YHGS'daki korunan alanlarda kızılgeyikleri dışkı sayımı ve gözlemlerle tespit ederek, tür üzerinde çalışmalar yapmıştır. Hızal (2008), Kapıdağ Yarımadası'ndaki ağaçlandırma sahaları, geniş yapraklı ormanlar ve orman içi açıklıklarda kızılgeyik tespit etmiştir. Koçyiğit (2012), Kütahya ili içi ve civarındaki Türkmenbaba, Eğrigöz ve Murat Dağları'ndaki koruma alanlarında kızılgeyiği çeşitli gözlem ve izler yoluyla tespit etmiştir. Tekin (2019), Kütahya Akdağ yöresindeki doğal alanlarda dolaylı gözlem teknikleri kullanarak (dışkı-iz sayımı) kızılgeyik tespit etmiştir. Çalışma ölçeğine en yakın akademik araştırma olan ancak çalışmanın alt ölçeği olabilecek nitelikteki sadece Eskişehir ili sınırları kapsamında yapılan Özay'ın (2019) çalışmasında il genelinde 86 bozayı ve 224 kızılgeyik varlık tespiti gerçekleştirilmiştir. Akademik literatür dışında, Büyükşehir ilçesine bağlı ormanlar ile Uludağ zirveleri arasındaki ormanlarda doğa fotoğrafçıların fotokapanlarına yakalanan kızılgeyikler bulunmuştur. Dolayısıyla hem bu çalışma hem de diğer akademik çalışmalar ve saha gözlemleri, kızılgeyiğin olası potansiyel habitatlarının çalışma alanının iç ve kuzeydoğu-doğu-güneydoğu bölgelerinde yoğunlaştığını ve bu noktaların tamamının IUCN yayılış alanlarının içerisinde kaldığını ortaya koymaktadır (Lovari vd. 2018).

Kuzeybatı Anadolu peyzajındaki modele sokulan 119 bozayı varlık noktasının 20'si herhangi bir meşcere tipine girmemiştir. Orman dışı bu noktaların 7'si net bir biçimde orman içi açıklıklardadır. Alandaki bozayılar yaklaşık %17 oranla orman örtüsü dışındaki tarım, mera, orman içi açıklık, yerleşim alanı gibi bitki örtüsünün seyrek ya da hiç olmadığı alanlarda bulunduğu söylenebilir. Ancak, sınırlı nokta sayısı ile doğrudan çıkarım yapmak güç olabilir ve yanıltabilir. Buna rağmen, bozayının orman örtüsüne bağımlı bir tür olduğu (%83 oranla ormanlarda bulunmuştur) çıkarımı yapılabilir. Çünkü, bu çalışma ile, modelde kullanılan NDVI değişkeninin değerindeki (bitki örtüsü kapallılığındaki) artışların bozayının alanda var olma olasılığını artırdığı kanıtlanmıştır ve

NDVI değışkeni MaxEnt modeline en çok katkı sağlayan değışkenlerin başında gelmektedir. Kalleci (2023), buradaki sonuçlarla benzer şekilde NDVI değışkenin ayıların yayılışında önemli bir faktör olduğunu, türün 2 ve 3 kapalı meşcereleri sıklıkla tercih ettiğini ve kapalılığın artmasıyla ayıların varlık olasılıklarının arttığını tespit etmiştir. Hosseini vd. (2021) ve Mohammadi vd. (2021), İran’da bozayı için benzer sonuçlar kaydetmiştir. Modele katkısı fazla olan bir diğer değışken Distfrst (ormana yakınlık) olarak belirlenmiştir. Buna göre, alandaki bozayı orman sınırına yaklaştıkça var olma olasılığı da yükselmiştir. Bu tespit de bozayının ormanlara olan bağlılıklarını kanıtlayan ikinci bir delil olabilir. Almasieh vd. (2019), benzer şekilde bozayının ormanlık alanlara yakınlığıyla varlık ihtimalinin yükseldiğini saptamıştır. Buna ek olarak, bozayının 16 nokta ile en fazla saf meşe, saf karaçam (12 nokta), saf kayın (12), saf kızılçam (10), karaçamın asli tür olduğu birliklerde (10) ve genellikle içerisinde geniş yapraklı diğer türlerin ağırlıklı olduğu meşcerelerde (20) bulundukları tespit edilmiştir. Gökmar, sarıçam, ardıç ve gürgen ise diğer önemli orman türleridir. Alandaki makilikler de 4 bozayı noktası ile temsil edilmiştir. Bu çalışmada, meşe türlerinin saf ya da karışık haldeki meşcerelerinin bozayı tarafından fazlaca tercih edildiği söylenebilir. Özay (2019), meşe ağırlıklı meşcerelerin diğer meşcerelere kıyasla meşcere tipi sayılarının daha az olmasına rağmen daha fazla bozayı kaydı barındırdığını tespit etmiştir. Özay çalışmasında, çam ağırlıklı meşcere tiplerinin sayıca fazla olmasına karşın, daha az tür kaydının olduğunu belirtmektedir. Ayrıca, çalışma alanı dışındaki Türkiye’nin diğer habitatlarında da bozayının meşe türleriyle birlikte karaçam, sarıçam, gökmar, kayın, gürgen, ardıç türlerini ağırlıklı olarak tercih ettiği ve özellikle meyve ağaçları ve çalılarından ağırlıklı olarak dağ muşmulası, kuş üvezi, erik, kiraz türleri ile beslenebildiği de akademik çalışmalarca belirlenmiştir (Özkazanç 2012, Mıhlı 2013, Horasan 2018, Yücel 2019). Dolayısıyla, çalışmada önemli görülen meşcereler ile literatür arasında benzerlik olduğu söylenebilir.

Araştırma alanındaki modele sokulan 57 kızılgeyik varlık noktasının 15’i herhangi bir meşcere tipine girmemiştir. Bu noktalardan 3’ü net bir biçimde orman içi açıklıklarda, 3’ü meralarda ve 4’ü ise tarım alanlarında bulunmaktadır. Buradan hareketle, alandaki kızılgeyiklerin yaklaşık %26 oranla orman örtüsü dışındaki tarım, mera, orman içi açıklık gibi bitki örtüsünün seyrek ya da hiç olmadığı alanlarda bulunduğu çıkarımı yapılabilir.

Ancak, sınırlı nokta sayısıyla doğrudan çıkarım yapmak güç ve yanıltıcı olabilir. Buna rağmen, kızılgeyiğin orman örtüsüne ve çekirdek alanlara bağımlı bir tür olduğu çalışma alanındaki %74 temsille söylenebilir. Çünkü, bu çalışma ile, modelde kullanılan Distfrst (orman alanlarına yakınlık) değişkeninin değerindeki azalışların kızılgeyiğin alanda var olma olasılığını artırdığı kanıtlanmıştır ve Distfrst değişkeni MaxEnt modeline en çok katkı yapan değişkendir. Bununla ilgili olarak, Oruç (2017), Eskişehir ormanlarındaki kızılgeyiğin kapalılığın olduğu orman alanlarını diğer alanlara kıyasla daha fazla tercih ettiğini tür dağılım modellemesiyle ortaya koymuştur. Beşkardeş (2016) ise Yedigöller yöresindeki kızılgeyiğin düşük kapalı meşcerelerden ziyade normal ya da yüksek kapalı meşcereleri tercih ettiğini belirtmektedir. Oğurlu (1997), Ercan (2019), Süel ve Ercan (2019) da benzer sonuçları bulmuştur. Özkazanç (2012), kızılgeyiğin ayak izlerini sık orman içlerinde tespit etmiştir. Dolayısıyla, bu değişken hakkındaki bulgular literatürle benzerlik göstermektedir. İkinci olarak, Distcore (çekirdek alana yakınlık) değişkeni Distfrst değişkeni kadar etkili olmasa da türün çekirdek habitatlara bağımlılığını kanıtlayan bir diğer bulgudur. Buna göre, türün çekirdek alanlara yaklaştıkça alanda var olma olasılığı kısmi olarak yükselmektedir. Yukarıda ormana yakınlık değişkeni için verilen literatür burada da verilebilir çünkü, orman alanlarıyla çekirdek alanlar çalışmada iç içe girmiş durumdadır. Riga vd. (2022), kızılgeyiğin orman alanlarına yakınlık ve çekirdek alanlara yakınlık değişkenlerinin MaxEnt modeline en yüksek katkı sağlayan ilk 4 değişkenden ikisi olduğunu saptamış ve bu alanlara yakınlığın artmasıyla habitat uygunluğunun da arttığını ifade etmiştir. Buna ek olarak, kızılgeyiğin 19 nokta ile en fazla saf karaçam, saf kızılçam (6 nokta), saf meşe (5) ve saf kayın (3) meşcerelerinde vakit geçirdikleri tespit edilmiştir. Gökner, sarıçam, ardıç ve fıstıkçamı ise diğer önemli orman türleridir. Bu çalışmada, çam türlerinin saf ya da karışık haldeki meşcerelerinin kızılgeyiğin tarafından yaklaşık %55 oranında tercih edildiği söylenebilir. Özay (2019), tarım alanlarının açık ara en fazla tür kaydı içerdiğini saptamıştır. Ayrıca, saf meşe meşcerelerinin diğer meşcerelere kıyasla daha fazla kızılgeyiğin kaydı barındırdığını tespit etmiştir. Özay çalışmasında, karaçam ve akabinde kızılçam ağırlıklı meşcere tiplerinin de türün yayılışında etkili olduğu sonucuna varmıştır. Oğurlu (1997), kızılgeyiğin sırasıyla en çok karaçam-kayın ormanları, tarım alanları ve ağaçlandırma sahalarını kullandığını ve besin ihtiyacını karşılamak için tarım ve ağaçlandırma sahalarını daha çok tercih ettiğini saptamıştır. Ayrıca, çalışma alanı dışındaki Türkiye'nin diğer habitatlarında da

kızılgeyiğin çam ve meşe türleriyle birlikte göknar, kayın, kavak, dişbudak türlerini ve özellikle tarım alanlarını ağırlıklı olarak tercih ettiği akademik çalışmalarca belirlenmiştir (Mengüllüoğlu 2010, Horasan 2018, Koca 2021, Oğul vd. 2022). Kızılgeyiğin orman alanlarını tarım alanlarına ve çalılıklara tercih ettiği vurgulanan akademik çalışmalar (Turan 1984, Beşkardeş 2016, Oruç 2017, Horasan 2018, Ercan 2019) da mevcuttur. Dolayısıyla, çalışmada önemli görülen meşcereler ile literatür arasında kısmen benzerlik olduğu söylenebilir.

Alandaki hedef türlerin MaxEnt model dağılımları, Kuzeybatı Anadolu'daki bozayı için belirlenen potansiyel habitatların %26'sının çekirdek alanlar dışındaki nispeten yüksek oranda antropojenik rahatsızlıkların yaşandığı bölgeler olduğunu göstermektedir. Alandaki kızılgeyiğin için ise bu oran yaklaşık %39'a yükselmiştir. Kuzeybatı Anadolu peyzajının yaklaşık yüzde 23'ü mera alanlarından oluşmaktadır ve bu alanların önemli bir kısmı besi hayvanlarının erişimine açıktır. Dahası, hayvancılık ürünlerine olan talebin artması, hayvancılık popülasyonunun da artmasına neden olmuştur. Alanındaki besi hayvanlarının sayısı 2012-2021 yılları arasındaki on yıllık süreçte, yaklaşık olarak %57 oranında artmıştır (TÜİK 2023). Bu durum, insan ve evcil hayvanlar ile yaban hayvanlarının çatışmasına yol açmaktadır. Koca (2021), çalışma alanına yakın bir lokasyonda olan Afyon Akdağ'da kızılgeyiğin ile diğer yabani ve evcil türler arasındaki etkileşim oranlarını ortaya koymuş, yaban hayvanları dışında insan, besi hayvanları ve köpeklerin de türle etkileşimde olduğunu ve alandaki geyiklerin kaçınma davranışı sergilediklerini saptamıştır. Shokri vd. (2021), kızılgeyiğin hayvancılık faaliyetlerinin yapıldığı bölgelerden uzaklaştıkça varlık olasılığının arttığını MaxEnt modellemesiyle tahmin etmiştir. Mengüllüoğlu (2010) ise Eskişehir-Ankara sınırındaki bozayıların çeşitli insan baskıları sonucu bu baskılardan kaçınma davranışı sergileyerek kuzeye yönelim gösterdiklerini belirlemiştir. Buna paralel olarak, bu çalışma kapsamında internet haber sitelerinden edinilen bilgilere göre, çalışma alanındaki bozayı vakalarının yaklaşık 20'si insana saldırı, 4'ü besi hayvanlarına ya da sürülere saldırı, 8'i özellikle erik ve kiraz gibi meyve ağaçlarına saldırı, 12'si arı kovanlarını parçalama şeklinde bozayı tarafından gerçekleştirilmiştir. Buna karşın, alandaki bozayılara karşı 4 avlanma, 15 araçla çarpma ve 4 adet de çoban köpeklerinin ya da evcil diğer köpeklerin yavru bozayılara saldırısı şeklindeki vakalar tespit edilmiştir. Ek olarak, özellikle Bursa kent merkezinin Uludağ

eteklerindeki mahallelerinde, İnegöl şehir merkezinde ve yakın köylerinde ve Sakarya'nın bazı ilçe merkezleri ve köylerinde toplam 13 farklı lokasyonda yerleşim alanlarına inen bozayılar tespit edilmiştir.

Alanda tespit edilen yaklaşık 60 kızılgeyik vakasından 11'inin genellikle yavru bazen de yetişkin geyiklerin ölüm, sebebi tam olarak bilinemeyen yaralanma, aç ve susuz kalma, mahsur kalma gibi nedenlerden kaynaklandığı görülmüştür. Bu yaralanma vakalarından bazıları diğer yaban hayvanlarının saldırıları neticesinde gerçekleşmiş olabilir. Bununla ilgili olarak alanda geyiklere karşı üç farklı lokasyonda yaban türlerinin saldırısı olmuştur. Ayrıca, dört adet köpek saldırı vakası da tespit edilmiştir. Bunun haricinde, geyiklere olan insan etkisi dört farklı avlanma vakasında ve 13 adet araç kazasında görülmüştür. Buna karşın, kızılgeyik dört farklı lokasyondaki ağullar ve tarlalar ile bahçelerde görüntülenmiş ve üç kez de şehir merkezlerine inmiştir. Dolayısıyla, hedef türlere yönelik olarak gerek köy halkı ve avcılarla yapılan görüşmelerden gerekse internet haber kaynakları ile literatürden edinilen bilgilere göre, besi hayvanlarının ve bağlantılı olarak çoban köpeklerinin ve başıboş köpeklerin artan popülasyonları, bunların beslenme alanlarının hedef türlerle kesişmesi (özellikle mera alanlarında), potansiyel habitat alanlarının tahminen yaklaşık %40'ının baskı altında olması (artan ağaç kesimi, enerji santrali projeleri, taş ve maden ocakları gibi) Kuzeybatı Anadolu'daki hedef türler için ciddi bir tehdit olarak değerlendirilebilir.

5.2 Çevresel Değişkenlerin Tür Dağılım Modeli Üzerindeki Etkisi

Hedef türlerin potansiyel habitat alanlarının IUCN yayılışlarıyla (McLellan vd. 2017, Lovari vd. 2018) büyük ölçüde birbirini kesen alanlar olması, çalışmada kullanılan MaxEnt modelinin başarısını ve doğruluğunu göstermesi açısından önemli görülmektedir. Fakat, hedef türlerin gerçekteki dağılımı daha dar alanlarla sınırlı olabilir çünkü MaxEnt modelinde kullanılan çevresel değişkenler gerçekte habitat uygunluğunun yegâne belirleyicisi olmayabilir ve daha fazla değişkene ihtiyaç duyulabilir. Modele dahil edilmeyen patolojik, edafik, türler arası ve tür içi rekabete dayalı rahatsızlıklar gibi diğer faktörler, bölgedeki uygun biyoiklimsel, spektral, antropojenik koşullara rağmen hedef

türlerin gerçekteki dağılımını sınırlayabilir (Wang vd. 2018).

MaxEnt modelinde bozayının en fazla tepki gösterdiği çevresel değişkenlerin önem sırasına göre Bio14, NDVI Bio15, Distdry, Eğim (derece) ve Distfrst olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Eğri grafikleri, en kurak mevsimdeki yağış miktarı arttıkça bozayının alanda var olma olasılığının yükseldiğini göstermektedir. Bu sonuç, küresel iklim değişikliğine bağlı olarak kuraklığın şiddetli biçimde yaşandığı son yıllarda bozayının yağışlara ve buna bağlantılı olarak su kaynaklarına olan bağımlılığını göstermektedir. Kalleci (2023), su kaynaklarına yakınlığın bozayı yayılışlarında önemli bir değişken olduğunu saptamıştır. Ek olarak, Sawaya vd. (2017), Amerikan ayıların yüksek sıcaklıkların olduğu yaz aylarında suyla etkileşimlerinin arttığını ifade etmiştir. İkinci olarak, alandaki bitki örtüsü kapalılığı ile bozayının var olma olasılığı arasında pozitif yönlü ilişki tespit edilmiştir. Burada bitki örtüsü kapalılığı için eşik değerin 0,5 civarında olduğu söylenebilir. Bu değerden sonra türün var olma ihtimali artan bir ivmeyle yükselmektedir. Buradan hareketle, bozayının sık bitki örtüsü kapalılığının olduğu peyzajları tercih ettiği ve bu alanlarla sıkı bir bağının olduğu söylenebilir. Bu sonuçla ilgili olarak tezin tartışma bölümünün ilk başlığında literatür ışığında gerekli değerlendirmeler yapılmıştır. Diğer bir eğri grafiğinde, mevsimsel yağışların bozayı yayılışını olumsuz etkilediği belirlenmiştir. Bununla ilgili olarak, Acarer (2022), Doğu Karadeniz’de bozayı üzerinde yaptığı çalışmada bu değişkenin yalnızca sonbahar aylarında modele katkısının olduğunu ortaya koymuştur. Çalışmasındaki eğri grafiği ile bu çalışmadaki grafik birbiriyle oldukça benzerdir ve yaklaşık 25 mm yağış miktarından fazla yağışlarda her iki çalışmadaki eğride de bozayının varlık olasılıklarında azalışlar görülmüştür. Fakat, Kuzeybatı Anadolu’da yapılan bu çalışmada mevsimlere göre bir model çalışması yapılmadığından mevsimsel yağışların tür üzerindeki etkileri tam olarak anlaşılamamıştır. Başka bir eğri grafiği, kuru tarım alanlarına yaklaşan bozayının var olma olasılığının azaldığını göstermiştir. İlk 1 km’lik mesafede bozayının alanda var olma olasılığı %0-60 aralığındadır ve kuru tarım alanlarına mesafenin artmasıyla paralel olarak hızlı bir yükseliş göstermektedir. Kuru tarım alanlarından 1 ile 17 km arası kadar olan mesafede ise türün bulunma olasılığı %60’lardan %80’lere çıkmıştır. Bundan sonraki mesafelerde bozayının var olma ihtimaline mesafenin etkisi bulunmamaktadır. Bu sonuçlar türün yiyecek aramak için tarım alanlarının yakınına kadar geldiğini gösterebilir. Gula vd.

(1998), bozayının yiyecek aramak için tarım alanlarına kadar geldiğini belirtmiştir. Ambarlı'ya (2006) göre de Artvin Yusufeli'nde bozayı tarım alanlarını ve meyvelikleri majör habitat olarak tercih etmiştir. Son olarak, alandaki eğim arttıkça türün bulunma olasılığı da artmaktadır fakat 20 derecelik eğimin üstündeki arazilerde türün varlık olasılığında değişim yaşanmamıştır. Dolayısıyla, bozayının varlık artışında 20 derecelik (%36) eğime kadar olan arazilerin etkili olduğu söylenebilir (Fedorca vd. 2020). Türün modelleme çalışmalarında benzer şekilde eğim artışıyla birlikte tür yoğunluklarında artış yaşanmıştır (Almasieh vd. 2021, Hosseini vd. 2021). Bununla ilgili olarak, Hosseini vd. (2021) İran'daki yaklaşık %55 eğime kadar olan arazilerde türün varlığının giderek arttığını bu eğimden sonra türün varlığında değişim yaşanmadığını modellemiştir. Bunun nedeni, İran coğrafyasının Türkiye'dekinden daha eğimli ve engebeli arazilere sahip olması ve bozayının eğime göre adaptasyonunu artırması olabilir.

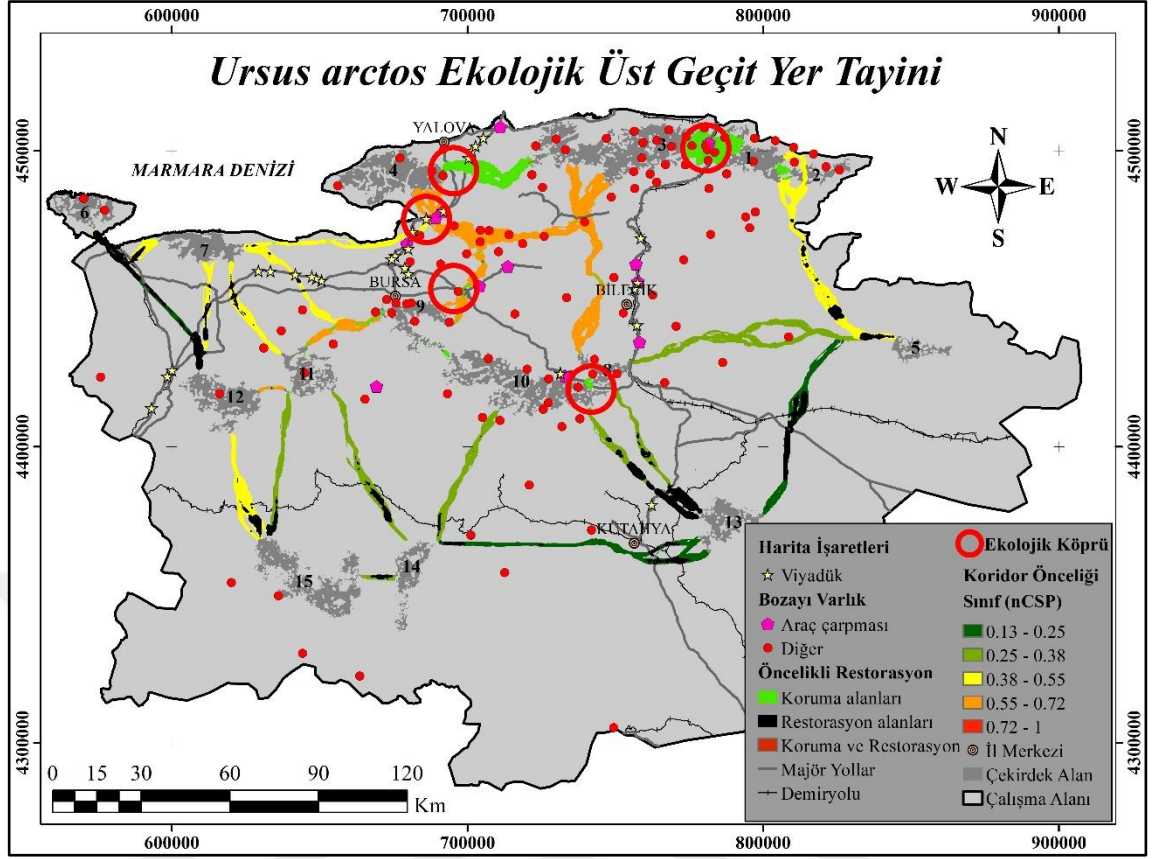
Kuzeybatı Anadolu'daki kızılgeyik için modele en çok katkısı olan ilk üç çevresel değişken tartışılmıştır. Bunlar sırasıyla Distfrst (ormanlara yakınlık), Bio18 (en sıcak mevsimin yağış miktarı) ve Distdry (kuru tarım alanlarına yakınlık) değişkenleridir. Eğri sonuçlarına göre; alandaki kızılgeyik varlığı orman alanlarına yakınlaşmalarıyla ters orantılı olarak artmaktadır. Buradan hareketle, kızılgeyiğin orman alanlarına bağımlı bir tür olduğu ve bu alanları barınmak ve gizlenmek amacıyla kullandığı söylenebilir. Bundan önceki başlıkta Distfrst değişken sonuçları ile ilgili ayrıntılı tartışmaya literatürle birlikte yer verilmişti. İkinci olarak, bölgedeki en sıcak mevsimin yağış miktarı arttıkça kızılgeyiğin varlığı da doğru orantılı olarak artmaktadır fakat yaklaşık 75 mm'den fazla olan yağışlarda bu pozitif yönlü etki oldukça minimum düzeyde kalmıştır. Bu eğri grafiği, tıpkı alandaki bozayıda olduğu gibi kızılgeyiğin de iklim değişikliğine bağlı olarak yaşanan kuraklık ve su kaynaklarının azalması gibi faktörlerden olumsuz etkilenerek su ve besin ihtiyacını karşılayabildiği bölgelere yöneldiğini gösterebilir. Harmsen vd. (2011), kızılgeyiğin su kaynaklarına yakın yerlerde daha sık bulunduğunu belirlemiştir. Wu vd. (2016) ise kızılgeyiğin su kaynaklarına yaklaştıkça varlık olasılığının da yükseldiğini belirlemiştir. Üçüncü olarak, alandaki kızılgeyiğin kuru tarımın yapıldığı alanlara yaklaştıkça varlık olasılığının azaldığı fakat bu davranışlarını yaklaşık ilk 1km mesafede gösterdikleri bu mesafeden sonra tepkisiz kaldıkları anlaşılmıştır. Bu sonuç, kızılgeyiğin kuru tarım alanlarının yakınlarında dolaştığını fakat bu alanlara çok fazla

yaklaşamadığını gösterebilir. Bunun nedeni, tarım alanlarındaki yoğun üretim faaliyetleri olabilir. Buradan hareketle, kızılgeyiğin tarım alanları yakınındaki insanlardan ve evcil hayvanlarda kaçınma hareketi yaptığı ve ani tepki verdiği söylenebilir. Literatürde kızılgeyiğin tarım alanlarıyla sıkı bir bağı olduğu ifade edilse de buradaki sonuçlara yakın bir modelleme sonucu literatürde bulunamamıştır.

5.3 Potansiyel Habitatlar Arasındaki Ekolojik Bağlantılılık

Ekolojik bağlantılılık model sonuçları, Kuzeybatı Anadolu peyzajında bozayı için 28 potansiyel koridora işaret etmektedir. Bu koridorlardan ÇA3 ile ÇA4 arasındaki 5 nolu koridor bozayı hareketlerindeki en yüksek kaliteye sahip koridordur. Yüksek kalitedeki diğer önemli koridorlar ÇA1-ÇA2, ÇA1-ÇA3 ve ÇA3-ÇA9 arasındaki ekolojik bağlantılardır. Çalışma alanının kuzeyindeki bu yüksek kaliteli bağlantılar genel olarak taşıt yoğunluğunun yüksek olduğu karayolları tarafından kesilmektedir. Fakat, çalışmada sadece bu koridorların kaliteleri değil bununla birlikte merkezilik puanları ve daralma (pinchpoint) bölgeleri de analiz edildiğinden, sonuçlar bütüncül bir yaklaşımla ele alınmış ve hem çekirdek habitatlar hem de ekolojik bağlantılar önceliklerine göre sıralanmıştır. Buna göre, en öncelikli çekirdek alan 3 nolu leke (ÇA3) olarak belirlenirken, bu çekirdek habitatın bitişiğindeki 1 ve 4 nolu çekirdek alanlar ile bağlantısını sağlayan koridorlar ise yine en yüksek önceliğe sahip bağlantılar olmuştur. Bu iki önemli bağlantının taşıt yoğunluğunun yüksek olduğu İstanbul-İzmir Otoyolu ve Bursa-Yalova Devlet Yolu ile Bilecik-Sakarya Devlet Yolu tarafından kesilmesi çekirdek alanlar arası bozayı hareketlerinde çok kritik bir engel teşkil etmektedir. Yine ÇA3 ile ÇA9 arasındaki ve ÇA8 ile ÇA10 arasındaki öncelikli bağlantılar da yüksek trafik yoğunluğunun olduğu Eskişehir-Bursa Devlet Yolu tarafından sekteye uğratılmaktadır. Özellikle ÇA3 ile ÇA9 arasındaki ekolojik bağlantının kümülatif akım yoğunluğu değerinin yüksek çıkması (kritik daralma bölgesi olması) da bu bağlantıyı kritik hale getirmiştir. Bütüncül bir yaklaşımla alandaki bozayı için elde edilen öncelikli koruma alanları (aşağıdaki şekilde açık yeşil ile gösterildi) da bahsedilen bu kritik alanlara işaret etmektedir (Şekil 5.2).

Şekil 5.2'deki kırmızı renkli ve içi boş daireler ekolojik bağlantılılığın devamlılığı açısından bozayı için son derece kritik ekolojik köprü yerlerini göstermektedir. Bu köprüler belirtilen dairenin içerisindeki yüksek trafik hacimli otoyol ve şehirlerarası devlet yollarının üzerinden geçen potansiyel ekolojik geçitlerdir. Bu ekolojik birimler özellikle öncelikli koruma ve restorasyon alanlarının bulunduğu ya da araç çarpışmalarının sık yaşandığı yoğun kullanımlı karayolu ve demiryolu hatları üzerinde konumlandırılmıştır. Bu bölgeler aynı zamanda bozayının sık olarak gözlemlendiği varlık noktaları ile mekânsal uyum içerisinde örtüşmektedir. Ek olarak, görselde sol üst kısımda görülen dairelerden geçen İstanbul-İzmir Otoyolu boyunca yoğun biçimde viyadükler göze çarpmaktadır. Bu yapılar, yaban hayatı geçişlerinde önemli birer ekolojik alt geçit olarak kabul edilmektedir (Clevenger ve Ford 2010, Smith vd. 2015). Buna rağmen, bölgede gözlenen yaban hayvanı araç çarpışmaları ve özellikle bu çalışmayla belirlenen kritik önceliğe sahip koruma ve restorasyon alanlarının tespiti, yoğun trafiğin olduğu bağlantılar üzerinde ekolojik köprülerin önerilmesini zorunlu kılmıştır (Şekil 5.2). Ayrıca, bu ekolojik üst geçit bölgeleri çekirdek habitatlar arası kaliteli bağlantılılığın sağlanmasında en yoğun odaklanılması gereken alanlardır. Şekildeki kırmızı daireler içerisinde önerilen ekolojik köprüler tek bir lokasyonda önerilebileceği gibi birkaç veya pek çok lokasyonlarda da önerilebilir.



Şekil 5.2 Bozayı için öneri ekolojik köprü yerleri haritası

Bozayı geçişlerindeki önemli koridor daralma bölgeleri, çalışma alanının özellikle kuzey kesimlerindeki Bursa kent merkezi ile Uludağ çevresindeki ekolojik bağlantılarda (ÇA9-ÇA11, ÇA9-ÇA3) ve Bilecik şehir merkezine yakın geçen ÇA3-ÇA8 koridorunda tespit edilmiştir. ÇA9-ÇA3 koridorundaki daralmanın meyvelikler ve kuru tarım alanlarından, ÇA3-ÇA8 koridorunda çoğunlukla kuru tarım alanlarından ve ÇA9-ÇA11 koridorunda ise çoğunlukla doğal süreçlerden (topografya, akarsu etkileri vb.) kaynaklandığı tespit edilmiştir. Bu daralma bölgelerinin çalışma alanındaki bağlantı ağlarının sürdürülebilirliği için kritik bir role sahip olduğu düşünülmektedir. Kaba bir incelemeyle, daralma noktalarının çoğunun kültürel peyzaj özelliklerinden (kuru tarım, meyvelik ve yerleşim alanları) kaynaklandığı anlaşılmıştır. Uludağ habitatını Samanlı Dağları habitatına bağlayan güzergahlarda daralma bölgelerinin genellikle meyvelik alanlardan kaynaklandığı tespit edilmiştir. Hedeflenen bu kritik daralma bölgelerinden ÇA9-ÇA3 koridorunda koruma çalışmalarına daha çok odaklanılması (yeşil koridor bütünlüğünün sağlanması) ve Eskişehir-Bursa karayolunun geçtiği bölgede ekolojik geçitlerin

yapılması, ÇA9-ÇA11 ve ÇA3-ÇA8 koridorlarında ise yalnızca koruma çalışmalarıyla bitki örtüsünün koridor üzerinde zenginleştirilmesi önerilebilir. Bunun yanında, bölgenin en kuzeyindeki Samanlı Dağları üzerinde belirlenen 1,2,3 ve 4 nolu çekirdek alanlar arasındaki lokal daralma (sıkışma) bölgeleri çoğunlukla çizgisel özellikteki Sakarya Nehri, yüksek hızlı tren hattı ve yüksek trafik hacimli otoyol ve devlet yolları nedeniyle oluşmuştur. Bu nedenle, bu bölgeler de öncelikli korumanın ve restorasyonun sağlanması gerektiği kritik habitatlardır ve ekolojik üst geçit çalışmaları gerektirmektedir. Çalışma alanındaki umut verici bir gelişme, İstanbul-İzmir Otoyolu üzerindeki Orhangazi Tüneli'nin bulunmasıdır. ÇA3 ile ÇA4 arasındaki bu önemli tünel, trafiğin oldukça yoğun işlediği otoyolun bozayı geçişleri üzerine etkisini büyük ölçüde azaltabilir çünkü tünel olması dolayısıyla alandaki dağlık habitat çizgisel tahribata uğramamış ve bitki örtüsü devamlılığı sağlanmıştır. Buna karşın, Samanlı Sıradağları'nın içinden geçen Doğançay ve İkramiye Hidroelektrik Santralleri ve Taraklı-Geyve istikametindeki rüzgâr enerji santralleri, bağlantı ağında ikincil bir hasara neden olabilir ve bu da daralma nokta sayısında artışa ve parçalanmaya yol açabilir. Töke (2023), Sakarya ormanlarında ağaç kesimi, hayvan otlatma ve avcılık faaliyetlerini fotokapanlarla görüntülemiştir. İkramiye HES'e 200 m uzaklıkta tespit ettiği bozayılar neticesinde yaban hayatı-insan çatışmasının bölgede tür için önemli bir risk barındırdığını vurgulamıştır. Bozayıları yerleşim yerlerine 200 m uzaklıkta tespit etmiş ve insan aktivitesinin yoğun olduğu özellikle köylere yakın ormanlarda ayı aktivitesinin de olduğunu gözlemlemiştir. Ayrıca, insan faaliyetlerinin düşük olduğu yerlerde özellikle sabah ve akşam saatlerinde ayı aktivitesinin yüksek olduğunu saptamıştır. Bozayı habitatları hakkındaki bazı yurtdışı akademik çalışmalar da bozayı habitat tercihlerinin antropojenik baskılardan olumsuz etkilendiğini göstermektedir (Nellemann vd. 2007, Martin vd. 2012, Zarzo-Arias vd. 2018, Morales-Gonz'alez vd. 2020, Ahmadipari vd. 2021, Bogdanović vd. 2023). Bu doğrultuda, Kuzeybatı Anadolu peyzajında insan aktivitelerinin bozayı popülasyonları üzerinde sınırlayıcı olumsuz etkileri olduğu söylenebilir.

Yine Şekil 5.2'deki siyah renkli alanlar bozayı geçişlerinde bariyer etkisi yapan alanları göstermektedir ve bu alanlar öncelikli olarak ele alınması gereken restorasyon bölgeleridir. Bu restorasyon alanlarının büyük bir kısmı yüksek peyzaj direncine sahip doğal ve yapay sınırlayıcılar (çoğunlukla kuru tarım ve mera alanları ve bazen sulu tarım

ile su yüzeyleri) tarafından şekillenmektedir. Bu restorasyon bölgeleri alanda büyük ölçüde alt kesimlerdeki düşük öneme sahip koridorlarda görülmektedir. Fakat, kuzey kesimlerdeki ekolojik geçitlerin önerildiği alanlarda da lokal olarak restorasyon bölgeleri bulunmaktadır. Bu sonuçlar alanın güney ve batı kesimlerindeki düşük önem düzeyindeki ekolojik bağlantılar üzerinde tespit edilen restorasyon bölgeleri için bir onarım ya da iyileştirmeye gidildiğinde, bu düşük kaliteli bağlantıların daha kaliteli hale gelebileceğini gösterebilir. Elde edilen potansiyel restorasyon alanları zaten genel olarak düşük kaliteli koridorlar üzerindedir. Özellikle bu restorasyon bölgelerini kesen demiryolları ve karayolları üzerinde de ekolojik köprüler önerilebilir. Çalışma alanında bozayı geçişleri için bu tanımlamaya uyan yaklaşık 25 adet potansiyel ekolojik üst geçit birimi saptanmıştır. Yapılan tüm bu iyileştirme önerilerine rağmen, özellikle Balıkesir bölgesindeki, Ulubat Gölü çevresindeki, Yalova-Armutlu civarındaki ve Karacabey'in sahile bakan kesimlerindeki ormanlarda yoğun bir biçimde RES'ler ve Ulubat Gölü'nün doğu kesimleri ile Kütahya-Tavşanlı arasındaki lokasyonlarda bulunan maden ve taş ocakları, tespit edilen potansiyel bağlantıların sağlanmasının önündeki önemli engeller olarak değerlendirilebilir.

Bağlantılılık modeliyle tahmin edilen koridorlardan bazıları (en uzun 88,66 km ve en kısası 11,77 km), bazı lokasyonlarda bozayının gerektirdiği biçimde bir bitki örtüsünün içinden geçmemektedir. Bunlar toplam 8 adet düşük öncelikli peyzaj bağlantılarıdır ve Karacabey-Mustafakemalpaşa-Bandırma üçgeninde (7 tanesi) yoğunlaşmaktadır. Diğer bir koridor ise alandaki 88 km uzunluğundaki en uzun koridor olan ve Eskişehir kent merkezinin içerisinden geçen Kütahya-Bolu istikametindeki ekolojik bağlantıdır. Bu bağlantı diğer koridorlara nazaran yüksek öncelikli olmasa da Eskişehir kent merkezinden geçmesi nedeniyle kent için imgesel açıdan bir fırsat olabilir. Çünkü, Doğan'ın (2016) da belirttiği gibi, bölgede yapılacak peyzaj planları kapsamında kır-kent bütünlüğünün sağlanması adına, bu ekolojik bağlantı kentsel açık yeşil alan sistemleri (yeşil yol, yeşil altyapı, yeşil ağ vb.) kapsamında değerlendirilebilir ve geyiğin doğal habitat alanlarına geçiş bu sistemler aracılığıyla sağlanabilir. Bahsedilen koridorların geçtiği bölgelerde yoğunluklu olarak kuru tarım alanlarının olduğu dikkat çekmektedir ve bu nedenle düşük kaliteli olarak nitelendirilebilirler. Bu lokasyonlarda bozayı için öngörülen koridorlar boyunca nispeten küçük habitat parçalarının (adım taşlarının) tanımlanması ve yönetimi

türün çekirdek alanlar arası hareketlerini kolaylaştıracaktır. Fakat, özellikle Kapıdağı habitatının tamamen izole durumda olması ve bahsedilen diğer çekirdek alanlar arasındaki adım taşı olma potansiyeline sahip orman örtüsünün yok denecek kadar az olması bu 7 ekolojik bağlantının uygulanabilirliğini imkânsız hale getirmiştir. Çünkü, düşük kalitedeki ekolojik bağlantılar ya da adım taşları, türlerin amaçlanan daha büyük uygun bölgeleri başarılı bir şekilde kolonileştirmesini engelleyebilir ve bu da kolonizasyon başarısının azalmasına neden olabilir (Kramer-Schadt vd. 2011, Saura vd. 2014).

Bozayının Kuzeybatı Anadolu'daki günlük katettiği ortalama mesafeye dair literatürde herhangi bir bilgi bulunamasa da Artvin ormanlarında türün ortalama günlük hareket mesafesi yaklaşık 2 km olarak belirlenmiştir (Ambarlı 2012). Türün yayılış yaptığı farklı dünya coğrafyalarında genel olarak bu mesafe 5 km'nin altında kabul edilmektedir (Macdonald ve Barret 1993, Stevens ve Gibeau 2005, Ambarlı 2012, Ćirović vd. 2015). Çalışma alanındaki 28 potansiyel bozayı koridorunun yalnızca 4'ü uzunlukları bakımından türün maksimum günlük yürüyüş mesafesi olan 5 km'nin altındadır. Bu nedenle, bozayının uzunluğu 5 km'nin üstündeki ekolojik koridorların birbirine bağladığı çekirdek alanlar arasında geçiş yapmak için önemli miktarda zaman ve enerji harcaması gerekmektedir. Bu yürüyüş mesafesinin altında uzunluğa sahip dört koridordan ÇA8 ile ÇA10 arasındaki koridor (1148 m) ve ÇA1 ile ÇA3 arasındaki koridor (941 m) için bozayının fazla enerji harcaması gerekmez fakat bu geçiş koridorları ÇA8 ile ÇA10 arasında Eskişehir-Bursa Karayolu tarafından, ÇA1 ile ÇA3 arasında ise Sakarya-Bilecik Karayolu tarafından bölünmüştür. Bu lokasyonlarda ekolojik köprü tasarımlarının yapılması çok kritiktir çünkü bu koridorlar türün çekirdek alanlar arasında rahatça geçiş yapabileceği uzunluktadır (Ambarlı 2012). Aynı zamanda bağlantılılık modelinde yüksek kalitede koridorlar (bu koridorlar çalışmayla belirlenen yüksek öncelikli koruma alanlarının içerisinde) Şekil 5.2) olarak tespit edilmiştir.

Alandaki 9 ve 10 nolu çekirdek alanlar Uludağ habitatını ve 1,2,3,4 nolu çekirdek alanlar da Samanlı Dağları habitatını işaret etmektedir. Uludağ habitatı bir kısmı koruma altındaki Uludağ Milli Parkı'nı da içeren ve bozayı için son derece önemli olan bir konumdadır. Bunu destekler biçimde, Uludağ habitatındaki iki çekirdek alanın

bağlantılılık modelindeki merkezilik değerleri de yüksektir. Korunan alanlarda insan faaliyetlerinin genellikle sınırlı olduğu göz önüne alındığında, bu alanlar ayılar ve diğer türler için önemli sığınak (veya bağlantı için adım taşları) işlevi görebilir (Worboys vd. 2010). Benzer şekilde, Samanlı Dağları habitatındaki çekirdek alanlar da yüksek merkezilik skorlarına sahiptir ve bozayı için zengin biyoçeşitlilik içerir. Kuzeybatı Anadolu'daki bozayı dağılım modellemesi sonuçları, türün varlık olasılığının orman alanları ile kuvvetli bir bağının olduğunu ortaya koymuştur. Bu nedenle, habitat ve bağlantıların koruma çalışmalarının titiz bir şekilde yapılması gerektiği, biyoçeşitliliği yüksek olan bu alanlar (büyük oranda ormanları içerir) bozayı geçişlerinde kilit rol oynamaktadır. Karpatlar bölgesindeki tür dağılım modellerinde ormanlar yükseklik değişkeniyle birlikte modele katkı düzeyi en yüksek arazi kullanımları olarak tahmin edilmiştir (Bogdanović vd. 2023). Orta düzeyde öneme sahip bir bağlantının da içinden geçtiği İznik ile Yenişehir ilçeleri arasındaki Katırlı Dağları orman habitatı da bu sisteme dahil edilebilir. Mateo Sanchez vd. (2014), MaxEnt modeli kullanarak, insan müdahaleleri ve peyzaj kompozisyonunun ayıların uygun habitat seçiminde baskın itici güçler olduğunu, peyzaj konfigürasyonu ve kenar etkisinin ikincil etkenler olduğunu belirlemiştir. Bu bağlamda, alandaki bazı bozayı çekirdek habitatlarının (Uludağ ve Samanlı Dağları habitatları) türün popülasyonlarını artırabilmesi açısından bolluk ve zenginlik içerdiği fakat iki habitat arasındaki uzun mesafelerden dolayı komşuluk durumlarının düşük ve antropojenik etkilerin yüksek olması nedeniyle bu çekirdek habitatlar arasındaki ekolojik bağlantılılığın zayıfladığı söylenebilir. Bu bağlamda, habitat geçirgenliğini ve kalitesini artırmak için bu bölgede yeterli etki azaltma önlemlerinin uygulanmasına ihtiyaç bulunmaktadır. Örneğin, çekirdek alanlar arası komşuluğun azaldığı ve bağlantılılığın koptuğu bu tarz bölgelerde potansiyel korunan alan sayısının artırılarak koridor ağının genişletilmesi, alandaki şemsiye tür olan bozayı popülasyonlarını ve dolaylı olarak diğer memeli popülasyonlarını çok daha efektif biçimde ekolojik ağ sistemine dahil edebilir (Jerina vd. 2003, Nazeri vd. 2012, Mukherjee vd. 2021, Bogdanović vd. 2023). Avrupa Birliği'nin Natura 2000 projesi, süregelen ekolojik ağ genişlemesiyle bu bağlamda özellikle önemli olabilir. Bununla birlikte, popülasyon bağlantısının büyük ölçekli ve uzun vadeli olarak korunması, temelde korunan alanların dışındaki insan egemen peyzajlarda gerçekleşmelidir (Chapron vd. 2014). Kuzeybatı Anadolu'daki bozayı için belirlenen potansiyel habitatların %26'sının

çekirdek alanlar dışındaki antropojenik rahatsızlıkların yaşandığı bölgeler olması ve çalışma alanındaki korunan alanların sayıca ve alansal bakımdan azlığı, bölgedeki popülasyon bağlantılarının sürdürülebilir olarak korunması ve iyileştirilmesine odaklanmayı gerektirmektedir.

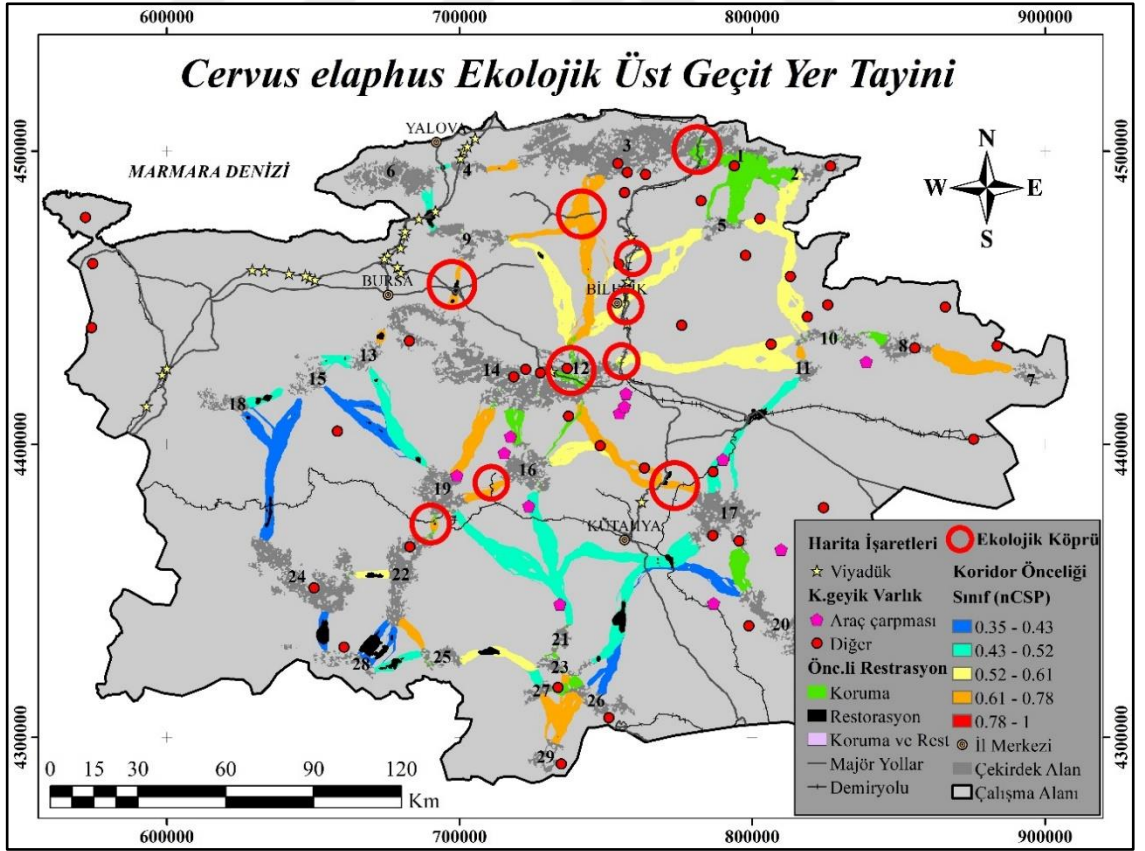
Çalışma kapsamında sınır aşan peyzaj bağlantıları da önemli görülmektedir. Ekolojik bağlantılılık için kritik bir habitat olarak görülen Samanlı Dağları habitatı, kuzeydoğu doğrultusunda bağlantı devamlılığı sağlandığı takdirde izole olmuş iki farklı bozayı popülasyonunu birbirine bağlayabilir. Buna ilişkin, Ambarlı vd. (2016), Küre Dağı (Batı Karadeniz) popülasyonu ile Kuzeybatı Anadolu popülasyonu arasında çitle çevrili, 6 şeritli, bölünmüş E80 karayolu ile kırsal yerleşim ve kasabaların yoğun olarak bulunduğu ifade etmektedir. Bunun yanında, çalışma alanının kuzeybatı sınırına yakın bir alanda yine önemli dağlık habitatlar arasından Sakarya-Mudurnu karayolu geçmekte ve habitatları parçalamaktadır. Çalışma sınırının hemen yakınında kalan bu lokasyonlardaki bahsedilen karayolları (özellikle E80) üzerinde tür geçişlerini sağlamak için ekolojik üst geçitler ivedilikle tasarlanmalıdır. Bu sayede, belirtilen iki popülasyon arasındaki geçişlerle birlikte gen akışı sağlanabilecek ve tek bir bütünleşmiş popülasyondan bahsedilebilecektir. Çalışma alanının da içerisinde bulunduğu Kuzeybatı Anadolu Bölgesi'nde, tamamen izole olmasa da bozayının 10 yıllık nesli boyunca bölgeler arası hareket eden göçmen dişi birey sayısı 1'in altındadır. Bu kriter, bölgedeki bozayı popülasyonunun izole olduğunu göstermektedir fakat olasılıklı olarak erkek bireyler Batı Karadeniz Bölgesi popülasyonları ile etkileşim halindedir. Eğer iki popülasyon arasındaki ekolojik bağlantılılık geçitler yoluyla sağlanabilirse, IUCN'e göre nesli tehlike altındaki (Endangered_EN) Kuzeybatı Anadolu popülasyonu "Duyarlı_VU" kategorisine dahil olabilir (Ambarlı vd. 2016, McLellan vd. 2016). Fakat, bozayı popülasyonlarının her iki bölgedeki durumunu net bir şekilde anlayabilmek için çalışma alanının kuzeydoğu doğrultusundaki sınır aşan bölgelerinde detaylı akademik çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır. Bunun yanında, Biro' vd.'nin (2006) çalışması kıtasal ölçekte Pan Avrupa Ekolojik Ağı'nı inceleyerek olası çekirdek alanları ve koridorları tartışmıştır. Bu çalışma ile belirlenen potansiyel çekirdek alanlar ve koridorlar Biro' vd.'nin (2006) çalışmasıyla üst ölçekte örtüşmektedir. İncelen orman varlığı durumu çalışmadaki çekirdek alanların kuzeybatıya olan bağlantısının İzmit ve İstanbul üzerinden Istranca

ormanları yoluyla Avrupa Ekolojik Ağı ile bağlantılılığının sağlanabileceği yönündedir. Bu olası bağlantılılık büyük ölçüde İzmit ve İstanbul civar kesimlerindeki yerleşim yoğunluğu ve tarımsal kullanım nedeniyle sekteye uğramış durumdadır. Bu bağlamda çalışmanın sonuçları bahsi geçen bağlantıların sağlanmasında çalışmanın hedef türleri açısından önemli görülmektedir.

Ekolojik bağlantılılık model sonuçları, Kuzeybatı Anadolu peyzajında kızılgeyik için 53 potansiyel koridora işaret etmektedir. Bu koridorlardan ÇA1 ile ÇA2 arasındaki 9 nolu koridor kızılgeyik hareketlerindeki en yüksek kaliteye sahip koridordur. Yüksek kalitedeki diğer önemli koridorlar ÇA8-ÇA10, ÇA1-ÇA5 ve ÇA7-ÇA8 arasındaki ekolojik bağlantılardır. Çalışma alanının kuzeydoğusundaki bu yüksek kaliteli bağlantıların hiçbiri taşıt yoğunluğunun yüksek olduğu geniş karayolları tarafından kesilmemektedir. Fakat, çalışmada sadece bu koridorların kaliteleri değil bununla birlikte merkezilik puanları ve daralma (pinchpoint) bölgeleri de analiz edildiğinden, sonuçlar bütüncül bir yaklaşımla ele alınmış ve hem çekirdek habitatlar hem de ekolojik bağlantılar önceliklerine göre sıralanmıştır. Buna göre, en öncelikli çekirdek alan 14 nolu leke (ÇA14) olarak belirlenirken, diğer en önemli çekirdek alanlar ise sırasıyla ÇA3 ve ÇA1 olmuştur. ÇA14 ve ÇA3 çalışma alanındaki en büyük lekelerdir ve kızılgeyik için en önemli çekirdek habitatlardır. ÇA1 ile ÇA2, ÇA3, ÇA5 arasındaki koridorlar ise en yüksek önceliğe sahip peyzaj bağlantıları olmuştur. Bu önemli bağlantılarından sadece ÇA1 ile ÇA3 arasındaki koridorun taşıt yoğunluğunun yüksek olduğu Bilecik-Sakarya Devlet Yolu tarafından kesilmesi çekirdek alanlar arası kızılgeyik hareketlerinde çok kritik bir engel teşkil etmektedir. ÇA1-ÇA3 arasındaki ekolojik bağlantının kümülatif akım yoğunluğu değerinin çok yüksek çıkması (kritik daralma bölgesi olması) da bu bağlantıyı kritik hale getirmiştir. En yüksek akım yoğunluğuna sahip ÇA12 ile ÇA14 arasındaki bağlantı da bir diğer önemli görülen koridordur. Alana genel olarak bakıldığında yüksek kalitede koridorların iç ve kuzeydoğu kesimlerde yoğunlaştığı söylenebilir. Bütüncül bir yaklaşımla alandaki kızılgeyik için elde edilen öncelikli koruma alanları (aşağıdaki şekilde açık yeşil ile gösterildi) da bahsedilen bu kritik alanlara işaret etmektedir (Şekil 5.3).

Şekil 5.3'teki kırmızı renkli ve içi boş daireler ekolojik bağlantılılığın devamlılığı

açısından kızılgeyik için son derece kritik 10 adet ekolojik köprü yerini bölgesel olarak göstermektedir. Bu köprüler belirtilen dairenin içerisindeki yüksek trafik hacimli şehirlerarası devlet yollarının ve demiryollarının üzerinden geçen potansiyel ekolojik geçitlerdir. Bu ekolojik birimler özellikle öncelikli koruma ve restorasyon alanlarının bulunduğu yoğun kullanımlı karayolu ve demiryolu hatları üzerinde konumlandırılmıştır. Bu bölgeler aynı zamanda kızılgeyiğin sık olarak gözlemlendiği varlık noktaları ile kısmen örtüşmektedir. Ek olarak, Sakarya-Bilecik karayolundaki birkaç lokasyonda az sayıda viyadük bulunmaktadır. Viyadüklerin geyik geçişlerini sağlamasına rağmen, çalışmayla belirlenen kritik önceliğe sahip koruma ve restorasyon alanlarının tespiti, yoğun trafiğin olduğu bağlantılar üzerinde ekolojik köprülerin uygulanmasını gerektirmektedir. Çalışmada önerilen ekolojik köprü yerlerinde geçitler yapıldığı takdirde tür geçişlerinin kalitesi artırılabilir (Şekil 5.3). Şekildeki kırmızı daireler içerisinde önerilen ekolojik köprüler tek bir lokasyonda önerilebileceği gibi birkaç veya pek çok lokasyonlarda da önerilebilir.



Şekil 5.3 Kızılgeyik için öneri ekolojik köprü yerleri haritası

Kızılgeyik geçişlerindeki önemli koridor daralma bölgeleri, A3-A12 koridorundaki iki farklı lokasyonda ve A12-A17, A11-A17, A19-A22 koridorlarında tespit edilmiştir. Uludağ ile Samanlı habitatlarını birbirine bağlayan A3-A12 koridorundaki daralmanın çoğunlukla kuru tarım alanlarından ve meralar ile kısmen doğal süreçlerden kaynaklandığı tahmin edilmektedir. Diğer üç koridorda ise akarsular ve çizgisel ulaşım ağlarının bariyer etkisi görülmektedir. A12-A17 koridorunda Porsuk Barajı'nın daralan alt kısmı ile Eskişehir-Kütahya karayolu bağlantıda daralmaya yol açmıştır. A11-A17 koridorunda Porsuk Çayı ile birlikte Ankara-Bursa karayolu ve Ankara-İstanbul YHT, A19-A22 koridorunda ise Kütahya-Balıkesir demiryolu ve Emet Çayı ekolojik bağlantılar üzerinde daralmalara yol açmıştır. Tüm bu daralma bölgelerinin çalışma alanındaki bağlantı ağlarının sürdürülebilirliği için kritik bir role sahip olduğu düşünülmektedir. Kaba bir incelemeyle, daralma noktalarının çoğunun yapay peyzaj özelliklerinden (kuru tarım, mera ve ulaşım ağları) ve kısmen doğal engelleyicilerden (akarsu) kaynaklandığı anlaşılmıştır. Hedeflenen bu kritik daralma bölgelerinden A3-A12 koridorunda koruma çalışmalarına daha çok odaklanması (yeşil koridorun bitki örtüsüyle zenginleştirilerek koridor genişliğinin artırılması), diğer üç koridor üzerindeki karayolu, demiryolu ve akarsuların geçtiği lokasyonlarda ekolojik geçitler önerilebilir. A12-A17 ve A19-A22 koridorlarının yüksek kaliteye sahip olması nedeniyle özellikle bu bağlantılara odaklanması geyik geçişlerinde kalitenin artırılmasına fayda sağlayabilir. Buna karşın, Bilecik Bozüyük RES, A12-A17 koridorunun oldukça yakınında bulunmaktadır ve bağlantı ağında ikincil bir hasara neden olabilir. Kütahya-Tavşanlı arasında, Bozüyük ile İnönü ilçeleri ve Tunçbilek civarındaki açık maden ve taş ocakları da daralma nokta sayısında artışa yol açabilir. Konuyla ilgili olarak, Koçyiğit (2012), Kütahya'daki kızılgeyiklerin orman kesimi, turistik faaliyetler ve çeşitli şantiye çalışmaları kaynaklı rahatsızlıklardan olumsuz etkilenerek habitat alanlarından ayrıldıklarını ve aynı bölgelere yeniden geri dönmediklerini kaydetmiştir. Özay (2019), Eskişehir ormanlarında geyiklerin habitat alanlarını olumsuz etkileyen asfalt yollar, ormancılık faaliyetleri, kirlilik, sürü otlatma, yasadışı avcılık gibi insan baskılarını tespit etmiştir. Gözütok (2017), Bursa ormanlarındaki memeli türlerinin kaçak avcılık, düzensiz yapılaşma ve özellikle taş ve mermer ocakları kaynaklı habitat tahribatından olumsuz etkilendiğini ve habitat alanlarının azaldığını ifade etmiştir. Kızılgeyik hakkındaki bazı yurtdışı akademik çalışmalar da türün habitat tercihlerinin antropojenik baskılardan

olumsuz etkilendiğini göstermektedir (Telesco vd. 2007, Jiang vd. 2008, Thapalia 2008, Tucker vd. 2018, Aikens vd. 2020, Mumme vd. 2023). Bu doğrultuda, Kuzeybatı Anadolu peyzajında insan aktivitelerinin kızılgeyik popülasyonları üzerinde sınırlayıcı olumsuz etkileri olduğu söylenebilir.

Şekil 5.3'teki siyah renkli alanlar kızılgeyik geçişlerinde bariyer etkisi yapan alanları göstermektedir ve bu alanlar öncelikli olarak ele alınması gereken restorasyon bölgeleridir. Bu restorasyon alanlarının büyük bir kısmı yüksek peyzaj direncine sahip doğal ve yapay sınırlayıcılar (çoğunlukla kuru tarım ve bazen sulu tarım alanları) tarafından şekillenmektedir. Bu restorasyon bölgeleri alanda büyük ölçüde güney ve batı kesimlerdeki düşük öneme sahip koridorlarda görülmektedir. Özellikle alanın güneybatısındaki orta ve düşük kaliteli bazı koridorlarda (ÇA22-ÇA28 ve ÇA24-ÇA28) kısmen sulu tarım ve özellikle kuru tarım alanlarının bariyer etkisi dikkat çekmektedir. Güneydeki ÇA17-ÇA26 koridoru da kuru tarım kaynaklı bariyer etkisinin görüldüğü diğer restorasyon alanlarını içermektedir. Tarım alanları ve çiftliklerin alanda yaygınlaşmasıyla kızılgeyik bu alanlara adaptasyon sağlamaya çalışarak beşerî üretim kaynaklı besinleri tüketmekte hatta bu besinler çoğunlukla ilgilerini doğal besin kaynaklarından daha çok çekebilmektedir. Bu nedenle, kültürel peyzaj alanlarında oluşturulabilecek koridorlar ve bunların yönetimi, büyük herbivorların sınırlı hareketleri yerine, değişen çevre koşullarına davranışsal olarak yanıt verme kapasitesinin artırılması açısından çok önemlidir (Mumme vd. 2023). Oğurlu (1997), kızılgeyiğin insan kaynaklı tedirginlik nedeniyle tarım alanlarına yaklaşmadığını ve bu alanların yakınındaki ağaçlandırma sahalarında beslendiğini tespit etmiştir. Belirlenen restorasyon alanlarında iyileştirmeye gidilerek ekolojik bağlantılılığın artırılması önemli görülmektedir. Bu bağlantıların oluşturulması sayesinde izole habitatların bağlantılılığı sağlanarak gen akışları artırılabilir ve geyik alt popülasyonlarının kalitesi yükseltilebilir. Bunun yanında, ÇA22-ÇA24 koridoru açık bir şekilde mera alanları tarafından kesintiye uğratılmaktadır. Weiss vd. (2022), koruma amaçlı otlatma sebebiyle kızılgeyiğin 3 km kadar yer değiştirdiğini tespit etmiştir. Ulutürk ve Yürümez (2019), Bartın ormanlarındaki kızılgeyik popülasyonunun özellikle yaz aylarında bölgede insan faaliyetlerinin artması ve sürü otlatma nedeniyle görülme sıklıklarının azaldığını belirlemiştir. Belirlenen koridor üzerindeki mera alanlarının otlatmaya açılmayarak kızılgeyiğin geçişi için

koruma altına alınması yerinde olacaktır. ÇA22 ile ÇA24 arasındaki koridor uzunluğunun da kısa olması (yaklaşık 10 km) koridor kalitesini artırabilecek koşulların kısmi olarak sağlandığını gösterebilir. Yüksek öncelikli ve alanın genel anlamda kuzey-kuzeydoğu kesimlerindeki bağlantılar bozayı için tespit edilen bağlantılar ile benzer olduğu için, bu alanlardaki restorasyon çözümleri için bir önceki bozayı restorasyon çözümlmelerine bakılabilir. Ayrıca, bu restorasyon bölgelerini kesen demiryolları ve karayolları üzerinde de ekolojik köprüler önerilebilir. Çalışma alanında kızılgeyik geçişleri için bu tanımlamaya uyan yaklaşık 7 adet potansiyel ekolojik üst geçit birimi saptanmıştır. Yapılan tüm bu iyileştirme önerilerine rağmen, çalışma alanının kuzey kesimlerindeki ormanlarda yoğun bir biçimde RES'ler ve HES'ler, meralarda serbest otlatma, yerleşim birimlerinin kızılgeyik habitatlarının yakınına kadar sokulması ve evcil hayvan sürüleri ile bu sürüleri takip eden köpekler tespit edilen potansiyel bağlantıların sağlanmasının önündeki önemli engeller olarak değerlendirilebilir. Buna ilişkin, Özay (2019), Eskişehir ormanlarında kızılgeyik ile ineklerin etkileşimde olabildiklerini ancak birbirlerinden rahatsızlık duymadıklarını ve beslenme davranışlarına devam ettiklerini tespit etmiştir. Oruç (2017) ise, Eskişehir Çatacak yöresindeki kızılgeyik habitat alanlarının bazı köy ve mahallelere yakın olması nedeniyle bu habitatları az kullandıklarını ifade etmektedir. Ayrıca, arazi çalışmaları sırasında evcil hayvanlar ile başıboş köpeklerin kızılgeyik habitatlarında dolaştığını ve bu durumun geyikler için tehdit olabileceğini vurgulamıştır. Tucker vd. (2018) ve Mumme vd. (2023), insan aktivitesi arttıkça kızılgeyiğin uzun mesafeli hareketlerinde genel bir azalma gözlemlemiştir.

Bağlantılılık modeliyle tahmin edilen kızılgeyik koridorlarının bitki örtüsünün içinden geçmediği alanlar, bozayı koridorları ile benzer olduğundan burada ayrıca verilmemiştir. Çünkü hedef türler belirli farklar haricinde neredeyse aynı çekirdek alanları kullanmaktadır ve bozayı için yapılan değerlendirmeler geyikler için de kullanılabilir.

Kızılgeyiğin Kuzeybatı Anadolu'daki günlük katettiği ortalama mesafeye dair literatürde herhangi bir bilgi bulunamasa da türün ortalama günlük hareket mesafesinin yaklaşık 1,7 km olduğu söylenebilir (Zlatanova vd. 2019). Çalışma alanındaki 53 potansiyel kızılgeyik koridorunun yalnızca 6'sı uzunlukları bakımından türün ortalama günlük yürüyüş mesafesinin altındadır. Bu nedenle, kızılgeyiğin uzunluğu 1,7 km'nin üstündeki ekolojik

koridorların birbirine bağıladığı çekirdek alanlar arasında geçiş yapmak için önemli miktarda zaman ve enerji harcaması gerekmektedir. Bu yürüyüş mesafesinin altında uzunluğa sahip altı koridordan (diğer 4'ünde olduğu gibi) ÇA12 ile ÇA14 arasındaki koridor (452 m) ve ÇA1 ile ÇA3 arasındaki koridor (578 m) için kırmızıgeyik için fazla enerji harcaması gerekmez fakat bu geçiş koridorları ÇA12 ile ÇA14 arasında Eskişehir-Bursa Karayolu tarafından, ÇA1 ile ÇA3 arasında ise Sakarya-Bilecik Karayolu tarafından bölünmüştür. Bu lokasyonlarda ekolojik köprü tasarımlarının yapılması çok kritiktir çünkü bu koridorlar türün çekirdek alanlar arasında rahatça geçiş yapabileceği uzunluktadır (Hamann vd. 1997, Pépin vd. 2004, Zlatanova vd. 2019) ve aynı zamanda bağlantılılık modelinde yüksek kalitede koridorlar (bu koridorlar çalışmayla belirlenen yüksek öncelikli koruma alanlarının içerisinde) Şekil 5.3) olarak tespit edilmiştir. Bozayı için çalışmada önerilen tüm ekolojik köprüleri kırmızıgeyik de kullanabilir.

Alandaki 12 ve 14 nolu çekirdek alanlar Uludağ habitatını ve 1,2,3 nolu çekirdek alanlar da Samanlı Dağları habitatını işaret etmektedir. Uludağ habitatı bir kısmı koruma altındaki Uludağ Milli Parkı'nı da içeren ve kırmızıgeyik için son derece önemli olan bir konumdadır. Bunu destekler biçimde, Uludağ habitatındaki iki çekirdek alanın bağlantılılık modelindeki merkezilik değerleri de yüksektir. Korunan alanlarda insan faaliyetlerinin genellikle sınırlı olduğu göz önüne alındığında, bu alanlar kırmızıgeyik için önemli sığınak (veya bağlantı için adım taşları) işlevi görebilir. Henderson vd. (2022), kırmızıgeyik mevcudiyetini insan faaliyetinin minimum düzeyde olduğu korunan alanda en yüksek seviyede bulmuştur. Samanlı Dağları habitatındaki yukarıda belirtilen üç çekirdek alan da yüksek merkezilik skorlarına sahiptir ve kırmızıgeyik için zengin biyoçeşitlilik içerir. Bununla birlikte, yüksek öncelikli çekirdek alanların çoğu içerisinde korunan alanları ihtiva etmektedir. Bunlardan önem sırasına göre; ÇA14 Uludağ Milli Parkı'nı, ÇA17 Türkmenbaba YHGS'yi, ÇA22 Tavşanlı Çatak YHGS'yi, ÇA24 Kütahya Akdağ YHGS'yi ve ÇA8 ise Eskişehir Çatacık YHGS'yi içine almaktadır. Bahsedilen YHGS'ler kırmızıgeyik popülasyonlarının artırılmasına yönelik üretim ve çeşitli koruma faaliyetlerini sürdürmektedir. Mengülluğlu'na (2010) göre, kuzeybatı Ankara ormanları, Sündiken Dağları orman habitatı ve Bolu'nun bazı güneybatı ilçelerini kapsayan orman habitatları Türkiye genelinde en yoğun kırmızıgeyik popülasyonuna sahiptir. Kuzeybatı Anadolu'daki kırmızıgeyik dağılım modellemesi sonuçları, türün varlık olasılığının orman alanları ve

çekirdek alanlarla kuvvetli bir bağının olduğunu ortaya koymuştur. Bu nedenle, çalışmada tespit edilen, habitat ve bağlantıların koruma çalışmalarının titiz bir şekilde yapılması gerektiği, biyoçeşitliliği yüksek olan çekirdek alanlar ve bunların içerisindeki korunan alanlar (büyük oranda ormanları içerir) kırmızıgeyik geçişlerinde kilit rol oynamaktadır. Oğurlu (1992), kırmızıgeyiğin kış döneminde bölgedeki seyrek vejetasyon sebebiyle, açıklıklar yerine hem gizlenmek ve hem de ağaç yaprakları ve filizleri ile beslenmek amacıyla ormanlık araziye sık kullandığını saptamıştır. Kuzeybatı Anadolu'daki kırmızıgeyikler için belirlenen potansiyel habitatların %39'unun çekirdek alanlar dışındaki antropojenik rahatsızlıkların yaşandığı bölgeler olması ve çalışma alanındaki korunan alanların sayıca ve alansal bakımdan azlığı, bölgedeki popülasyon bağlantılarının sürdürülebilir olarak korunması ve iyileştirilmesine odaklanmayı gerektirmektedir.

Kuzeybatı Anadolu makrohabitatı ile Batı Karadeniz makrohabitatı arasındaki sınır aşan ekolojik bağlantılılık kapsamında bozayı için yapılan tespitler, ortak habitatları kullanmaları nedeniyle kırmızıgeyik için de yapılabilir. Fakat, dünya genelinde makrohabitatlar arasındaki ekolojik bağlantılar antropojenik rahatsızlıklar nedeniyle baskı altındadır ve yaban türlerini tehdit etmektedir. Örneğin, kırmızıgeyiğin dünyadaki farklı coğrafyalarında yoğun insan faaliyetlerinden kaçınma davranışı göstererek yollardan ve yerleşimlerden uzak yerleri habitat olarak seçtiği akademik çalışmalarda belirlenmiştir (Telesco vd. 2007, Jiang vd. 2008, Thapalia 2008, Birecikligil vd. 2013, Süel ve Ercan 2019, Henderson vd. 2022). Çeşitli çalışmalar, trafik yoğunluğunun ve hayvanlara yönelik diğer fiziksel kısıtlamaların (ör. duvarlar ve çitler) tüm yaban türlerinin bariyer etkisini büyük ölçüde artırdığını göstermektedir (Alexander vd. 2005, Clevenger ve Wierzchowski 2006, Riley vd. 2006, Grilo vd. 2012, Özcan ve Aytaş 2020). Fakat, bilinenin aksine kırmızıgeyiğin parçalanmış habitatlar karşısındaki adaptasyon kabiliyeti, insan egemenliğindeki izole fakat tür için uygun habitat parçalarına ulaşma çabalarıyla sonuçlanabilmektedir (Mumme vd. 2023). Antropojenik kısıtlar kırmızıgeyik popülasyonlarının hareketlerini sınırlandırabilir ve hatta bazen birey ölümlerine yol açabilir fakat tam tersine konsantre besin kaynakları ve yaban yırtıcılarından korunma da sağlayabilir (Berger 2007, Aikens vd. 2020, Middleton vd. 2013, Barker vd. 2019, Salvatori vd. 2023).

Hedef türlerin çalışma alanı içerisindeki geçişlerine yönelik bazı engelleyici unsurlar aşağıda maddeler halinde özetlenmiştir:

- Çalışma alanına giren ve işletmesi aktif olarak devam eden yaklaşık 35 adet irili ufaklı hidroelektrik enerji santrali (HES) bulunmaktadır ve bunların dördü 100 megavat üzerindeki büyük tesislerdir. Bursa ili Mustafakemalpaşa ilçesi Emet Çayı üzerinde Kızkayası Barajı ve HES projesinin yapılması gündemdedir. Bununla birlikte, alanda yaklaşık 65 adet rüzgâr enerji santrali (RES) bulunmaktadır. Bu tesislerden sekizi 100 megavat üzerindeki büyük enerji tesisleridir ve Balıkesir çevresinde yoğunlaşmıştır. (<https://www.enerjiatlası.com/hidroelektrik/>). Ayrıca, alanda 150 ile 200 arasında kömür, maden ve taş ocağı bulunması muhtemeldir. Bu sahalar, özellikle Ulubat Gölü'nün doğu kesimlerinde, Kütahya-Tavşanlı arasında, Bozüyük ile İnönü ilçeleri civarında, Bursa kent merkezinin doğusundaki Kestel-Gürsu mevkiilerinde ve Bilecik-Osmaneli arasındaki alanlarda yoğun olarak görülmektedir.
- Çalışma alanındaki büyükbaş ve küçükbaş hayvan sayıları ise 2012-2021 yılları arasındaki on yıllık süreçte, büyükbaş için toplam sayılarda %14,4 ve küçükbaş için %77,4 oranında artmıştır. Alandaki iller bazında en fazla artış, Eskişehir ve Yalova illerindeki küçükbaş hayvanlarda %100'ün üzerinde gerçekleşmiştir. Bunu sırasıyla, Balıkesir (%91), Bilecik (%72), Sakarya (%52), Kütahya (%44) ve Bursa (%40) illeri takip etmektedir. Büyükbaş hayvan sayısında ise Eskişehir ve Bursa illeri son on yılda yaklaşık %40 oranında artışla öne çıkmıştır. Ayrıca, Yalova ve Kütahya'daki artışlar da önemli görülmektedir (TÜİK 2023).
- Araştırma alanındaki işlenmemiş odun üretiminin 2012-2021 yılları arasındaki on yıllık süreçteki durumu incelendiğinde, tüm alanda üretimin %90 oranında arttığı belirlenmiştir. En fazla odun üretimi dolayısıyla ağaç kesimleri yaklaşık %240 gibi astronomik bir artışla Bilecik ve Yalova illerinde yaşanmıştır. Bursa ve Balıkesir'de artışlar oldukça ciddi boyutlardadır ve diğer illerde de odun üretimindeki artış önemli görülmektedir (OGM 2023).

- TÜİK İnternet Kütüphanesi arşivlerindeki 1935 yılına ait Bursa ili genel nüfus sayımı verilerine göre, ilin Merkez ilçelerinin tamamındaki toplam nüfus 133.699 iken, köylerde bu sayı 309.061’dir. Buradan anlaşılacağı üzere, köy nüfuslarının kentlerden iki hatta üç kat fazla olması beraberinde doğal ortamlara olan insan baskısının artmasını getirebilirken, bugüne gelindiğinde kentlerin köylerden göç alarak nüfuslarını artırması bir ölçüde bu insan baskısını azaltabilir. Fakat genelde göç yoluyla aşırı nüfus artışı istenmeyen bir durumdur. Köylerdeki giderek gelişen tarım ve hayvancılık faaliyetleri kırsaldaki nüfus azalmasını tolere edebilir ve tam tersi biçimde yaban türleri üzerindeki rahatsızlıkların daha da tetiklenmesine yol açabilir. Türkiye’de genel olarak sanayi alanları kent merkezlerinde, tarım ve hayvancılık faaliyetleri ise kırsalda toplanmıştır.
- Çalışma alanının kuzey ve kuzeydoğu kesimleri, gelecekte bozayı ve kızılgeyik metapopülasyonları arasındaki ekolojik bağlantılılık için kilit alanları temsil etmektedir. Ancak otoyollar gibi çeşitli engellerin varlığı, habitat geçirgenliğini artırmak için yeterli etki azaltma önlemlerinin uygulanması ihtiyacını doğurmaktadır.

Bozayı, koruma faaliyetleri için yararlı bir şemsiye tür olduğundan, habitat kalitesinin ve geçirgenliğinin iyileştirilmesi, bu bölgedeki diğer birçok yaban türünü de olumlu yönde etkileyecektir. Bununla birlikte, bu alanların çoğu, hedef türlerin yolları geçmekten kaçınması veya bu yolları geçmeye çalışırken ölmeleri ile sonuçlanan parçalanmış habitatlardır fakat zengin bitki örtüsüne sahiptirler. Bu nedenle, etki azaltma önlemlerinin ana odağı, bozayı gibi geniş yaşam alanlarına sahip hayvanların rahatsız edilmeden hareket etmesine olanak tanıyacak şekilde, habitat geçirgenliğini ve parçalanmış habitat lekeleri arasındaki bağlantıyı geliştirmek olmalıdır.

- Tahmin edilen ekolojik koridorların işlevselliği sahada henüz test edilmemiştir. Buna rağmen, bu çalışmada gerçekleştirilen bağlantı kalitesi ölçümleri, ilgili bağlantıların kalitesinin ve öneminin birbirinden farklı olduğunu ortaya koymuştur. Alandaki en az maliyetli koridorların yakından incelenmesi,

karayolları ve demiryolları tarafından izole edilen çekirdek habitat alanları arasındaki uygun olmayan arazi kullanım tipleri nedeniyle düşük kaliteli bağlantıların oluştuğunu göstermektedir. Bu durum, Kuzeybatı Anadolu peyzajı boyunca hedef türler için uygun olmayan alan kullanımları neticesinde direncin artmasıyla orantılı olarak mesafeye dayalı maliyetin arttığı şeklindeki temel bir varsayıma dayanmaktadır. Ancak, bozayı için çalışma alanının kuzey bölgelerinde, kızılgeyik için alanın iç ve kuzeydoğu bölgelerinde kaliteli ekolojik bağlantıların olduğu da bu araştırmanın önemli sonuçları arasındadır.

- Peyzaj ekolojisi açısından bakıldığında koridor ne kadar geniş olursa ekolojik etki de o kadar belirgin olmakta ve insan faaliyetlerinden çok daha az etkilenmektedir (Beier 2019, Wang vd. 2022). Otoyol geçiş yapıları gibi kaçınılmaz darboğazlar dışında, koridor en az 2 km genişliğinde olmalıdır. Bu genişlikteki bir koridor, yaklaşık 8 km²'ye kadar olan yurt alanı aralıklarını barındırabilir. Bu genişlik, koridorda yaşaması muhtemel karasal memeli türlerinin %96'sının yurt alanı aralıklarından daha büyüktür ve çeşitli hayvan türlerine hizmet edecek zengin koşulları (bitki örtüsü, topografya ve toprak) içermesi yüksek olduğundan iklim değişikliğine karşı türlerin yaşam alanlarını değiştirmelerinde avantaj sağlamaktadır (Beier 2012, Brost ve Beier 2012, Beier 2019).
- Kenar etkisi (yapay ışık, gürültü, kimyasal kirlilik, istilacı türler ve kültürel peyzaj kullanımları, vb.), çekirdek alanlardaki yaban hayvanı popülasyonlarının rahatsızlık düzeyini artıran bir faktördür. Negatif kenar etkileri, orman sınırından 300 m'ye kadar olan mesafelerde biyolojik olarak önemli görüldüğünden (Environmental Law Institute 2003) dolayı, 2 km genişliğindeki bir koridor, kenar etkilerinden arınmış en az 1400 m genişliğe (bu genişlik, memeli koridor sakinlerinin yaklaşık %91'inin yurt alanı büyüklüğünü içine alır) sahip olacaktır (Beier 2019). Bu nedenlerle, çalışmada koridor genişliği hedef türler için 2 km alındı ve bağlantılılık analizinde kullanıldı. Benzer bir genişlik, Doğan'ın (2016) ekolojik koridor çalışmasında da kullanılmıştı. Ancak, hedef türler için ideal genişliğin ekonomik nedenlerle 1 km olması uygulanabilirlik açısından koridor planlamasında önemli görülmektedir (Vos vd. 2002, Hepcan vd. 2013). Bu

ortalama genişliklerden farklı olarak, eğer bozayı koridoru yerleşim alanına yakın bölgeden geçiyorsa ortalama minimum koridor genişliği 4 km, yollara yakın geçiyorsa 465 m olarak belirtilmektedir (Ford vd. 2020). Bu genişlikler farklı coğrafyalara göre değişiklik gösterebilir fakat, alan kullanımlarına göre aynı koridor üzerinde değişen koridor genişliklerinin de olduğunu söylemek mümkündür.

- Bozayı için yapılacak koridor planlamasında türün hayati fonksiyonlarını yerine getirebilecek uygun habitatların bulunduğu, beşerî rahatsızlık düzeyi düşük, besin kaynakları bakımından zengin, içinden geçen yollarda görsel perdelemenin sağlandığı, tür için yüksek enerji verimi sağlayan en az maliyetli koridor rotaları belirlenmelidir. Geyikler için yapılacak koridor planlamasında ise uygun habitatların bulunduğu, orman kenar ekotonu içeren, yatay ve dikeyde görsel kapalılığın sağlandığı, düşük düzeyde insan rahatsızlığının olduğu, nispeten düşük eğimli olan en az maliyetli koridor rotaları seçilmelidir (Tremblay 2001).

Çok sayıda akademik çalışma (Riley vd. 2006, Mateo S'anchez vd. 2014, Özcan ve Özkazanç 2017, Özcan 2018) yolların yaban hayatı geçişleri için önemli bir engel teşkil ettiğini göstermiştir. Özellikle yüksek trafik hacimli otoyollar geniş yurt alanına sahip bozayı gibi şemsiye türler için bariyer etkisi yaparak habitatlar arası genetik iletimi azaltabilmektedir (Karamanlidis vd. 2012). Bu çalışmada ortaya konulan öncelikli restorasyon (bariyer) bölgelerinde hedef türlerin kaza vakaları ile karşılaşmıştır. Hem bozayı hem de kızılgeyiğin araç çarpışma vakalarında konumsal olarak kümelenmeler meydana gelmiştir. Geyik gibi toynaklıları da içeren omurgalı türlerin çoğunda araç çarpışma vakaları rastgele gerçekleşmeyip genelde kümelenme eğilimi göstermektedir (Clevenger vd. 2003, Ramp vd. 2006, Özcan 2018). Bu kümelenmeler ekolojik geçitlerin buralardaki belirli lokasyonlara konumlandırılmasına hizmet edebilir. Bozayı kazaları yüksek yoğunluklu otoyol ve devlet yollarında, kızılgeyik kazaları ise genellikle düşük trafik hacmine sahip karayollarında yaşanmıştır. Bu durum tespiti kızılgeyiğin orman habitatına yatkın olduğu şeklinde yorumlanabilir. Geyiklerin bu davranışı çalışmayla ortaya konulan geyik-orman alanı ve özellikle geyik-çekirdek alan yakınlık ilişkileriyle açıklanabilir. Çünkü geyikler pratik olarak orman yollarını geçişlerde sıklıkla tercih

edebilmektedir (Oruç vd. 2017). Meisingset vd. (2013), kızılgeyiğin çoğunlukla geceleri düşük yoğunluklu yolları geçiş ve beslenme için tercih ettiğini, özellikle tarım-orman mozaikindeki yolları daha yoğun kullandığını saptamıştır. Bu da onun düşük yoğunluklu yollarda kazalarla karşılaşma ihtimalini artırabilir. Fakat, çalışmada belirlenen az sayıda tür varlık noktası nedeniyle bu çıkarımlar yanıltıcı olabilir ve yaban hayvan davranışlarının bölgede çok daha detaylı olarak bilinmesini gerektirebilir.

Yaban hayatı alt ve üst geçitleri, yol çitleriyle (road fencing) bir arada tasarlandığında, yaban hayatı-araç çarpışmasını azaltmak ve hayvan geçişlerinde yol geçirgenliğini artırmak için etkin bir hale gelebilir (Clevenger ve Waltho 2000, Huijser ve McGowen 2010, Rytwinski vd. 2016). Yüksek maliyetleri göz önüne alındığında, ekolojik köprülerin iyi tasarlanması ve ilgili türler için en az maliyet mesafeli rotalara (en uygun maliyetli koridor rotalarına) yerleştirilmesi gerekmektedir.

Ulaştırma ve Altyapı Bakanlığı tarafından, Türkiye’de yaban hayatını korumak amacıyla karayolları üzerinde 7 adet ekolojik köprü inşa edilmiştir. Bu yapılar; Kuzey Marmara karayolunda inşa edilen Uskumruköy Ekolojik Köprüsü, Tarsus-Pozantı yolunda bir, İstanbul-İzmir karayolunda iki, İzmir-Çeşme karayolunda iki, Malkara-Çanakkale karayolunda bir adet ekolojik köprüdür (Açık 2020, Zeybek vd. 2021). Fakat, tür geçişlerinin sağlanabilmesi ve kalitesinin artırılabilmesi için bu üst geçitlerin sayısı ülke çapında artırılmalıdır. Jackson ve Griffin (2000), ekolojik üst geçitlerin yüksek maliyetlerine rağmen, alt geçitlere kıyasla yaban türleri tarafından daha sık kullanıldığını ifade etmektedir. Clevenger ve Waltho (2005) ise, bozayı ve geyiklerin yüksek, geniş ve kısa mesafeli ekolojik üst geçitleri yoğun olarak kullandığını belirlemiştir. Ayrıca, suyun ulaşım hatlarının altından tahliyesinin sağlandığı menfezler çalışma alanında sıkça görülse de bu yapılar üzerinde oluşan gölleşmeler nedeniyle yaban türlerinin geçişi için uygun değildir. Çalışmada önerilen ekolojik geçit lokasyonlarında önerilen üst geçitlerin (ekolojik köprülerin) yanında, mevcut menfezlerin tür geçişlerine uygun hale getirilmesi ya da yeni ekolojik alt geçitlerin oluşturulması, ekolojik bağlantılılığın kalitesini ve tür geçişlerinin devamlılığını sağlayacaktır.

Hedef türlerin bu çalışma ve geçmiş çalışmalarda önerilen habitat alanları ve bağlantılarının yalnızca mevcut sınırlarında kalmayarak geleceğe yönelik iklim projeksiyonlarının yapılması, bu şemsiye türlerin ve bağlantılı olarak daha küçük yaban türlerinin potansiyel habitatlarının geniş alanlara yayılabileceğini gösterebilir ve koruma politikalarının geliştirilmesini destekleyebilir. Bu tür girişimler, hedef türlerin gelecekteki iklim belirsizliğine uyum sağlama yeteneğini artırarak habitatlarında uzun vadede kalıcı olmalarını sağlayacaktır.

Çalışma alanı uygun tasarım, yönetim ve izleme sisteminin mevcut olduğu bir ekolojik koridor ağları olarak tasarlanmalıdır. Kuzeybatı Anadolu peyzajı halihazırda antropojenik gelişimden etkilenmiş olsa da bölgedeki bağlantılılık ve gen akışının sürdürülebilmesi için, eşik değeri aşan beşerî gelişime karşı koruma sağlayacak iş birliği çalışmalarının yapılması hayati önem taşımaktadır (Smith vd. 2019). Alan içerisindeki habitat potansiyelinin mümkün olduğunca sürdürülebilmesi için halkı bilinçlendirme çalışmalarıyla birlikte, arazi sahiplerinin koruma-kullanma dengesini gözettikleri ve bölgesel koruma hedefleriyle tutarlı kaldıkları bir **“bölgesel kalkınma-etkili doğa koruma iş birliği”** sağlanmalıdır.

Ekolojik bağlantılılık hakkında Türkiye’de yapılan bu ilk kapsamlı doktora tez çalışması gerek metodolojik yaklaşımları gerekse sayısal ve görsel çözümlemeleriyle bölgesel ve ulusal planlamacılara ve yöneticilere hedef türlerin habitatlarının korunması ve geliştirilmesi konularında ışık tutabilir. Doğa Koruma Genel Müdürlüğü, Türkiye’deki farklı ekolojik bölgelerde tür popülasyonlarının artırılması için lokal ölçekte çalışmalarını sürdürse de bölgesel ekolojik bağlantıların ya da ağların planlanmasında hem akademik hem de ekolojiyle ilgilenen kurumsal yapılarda yeterli düzeye gelinememiştir. Akademik çalışmaların artırılabilmesi için yaban tür ve habitat datalarının paylaşımı kapsamında kurumlar arası veri transferinin hızlı bir şekilde sağlanması gerekmektedir. Bununla birlikte, bölgesel kalkınma, tarım politikaları, kentsel planlama konularında çalışma yapan ulusal kurum ve kuruluşlar çekirdek habitatlar arası ekolojik bağlantılılığın sağlanması, korunması ve iyileştirilmesi çerçevesindeki eylem planlarını hazırlamalı ve koordine etmelidir. Bu noktada, ekolojik bağlantılılık ile ilgili karar ve politikalar “Ülke Kalkınma/Strateji Planı” düzeyinde önce ülkesel sonra da bölgesel ölçekte (1/500.000-

1/200.000) ele alınmalı ve bir stratejik peyzaj programına (örn. Yaban hayatı koruma koridorları programı) dahil edilmelidir. Burada alınan kararlar daha alt ölçeklerde de uygulanabilir hale getirilmelidir. Örneğin, Doğan (2016), Malatya'daki ekolojik koridor çalışmasında elde ettiği plan ve plan notlarının 1/10.000 ve 1/5000 ölçekli imar planı ve 1/25.000 ölçekli mekânsal planlara (mevzuatta çevre düzeni ve nazım planlarına) altlık oluşturacağını ifade etmiştir. Ek olarak, üst ve alt ölçeklerde alınan veya alınabilecek ekolojik koridor plan karar ve politikaları halihazırdaki Avrupa Ekolojik Ağları'na entegre edilecek şekilde yeniden ele alınmalıdır. Bunların yerine getirilmesiyle, Kuzeybatı Anadolu'daki ekolojik ağlar aracılığıyla sadece hedef türler değil bölgedeki birçok yaban türünün sayıca daha fazlasının hayatta kalması sağlanabilir ve bu çabalar izole habitatları ve buna bağlantılı olarak genetik izolasyonu azaltabilir.

Bu çalışmanın kısıtları ise şunlardır:

1. Çalışmadaki model, tür içi ve türler arası rekabet, zararlılar ve hastalıklar gibi biyotik etkileşimlerin etkisini dikkate almamaktadır. Bu tür faktörlerin dahil edilmemesi model projeksiyonunda belirsizlik yaratabilir.
2. Modelde, tür dağılımının ekolojik sınırlar dahilinde belirlenmesi, siyasi/idari sınırlarla uyumsuzluk getirebilir ve çalışmanın üst ölçek olan bölgesel ölçekte ele alınması sınırların çakışması bakımından yönetsel açıdan karışıklığa yol açabilir.
3. Kaba çözünürlüklü biyoiklim verilerinin kullanılması nedeniyle model çıktısında ve detayda kısmi ölçüde belirsizlik yaşanmış olabilir.
4. Çalışmada gelecek iklim projeksiyonlarının kullanılmaması, ekolojik koridor karar verme süreçlerinde kısıtlılık yaratmış olabilir.
5. Çalışmada peyzaj karakter analizlerine yönelik (geçirimlilik gibi su süreçleri ve doğallık, çeşitlilik gibi habitat analizleri) olarak modele veri girişinin olmaması, alınan sonuçların doğruluğunu (çok yönlülüğünü) kısıtlamış olabilir.
6. Üst maddelerde belirtilen veri noksanlığına rağmen çalışmada modele yaklaşık 35 farklı veri girişinin yapılması model başarısını olumsuz yönde etkilemiş olabilir.

Nihai olarak; çalışmanın metodolojisi ve sonuçları, alt popülasyonlar içindeki ve arasındaki bağlantıyı geliştirmek ve mekânsal tür geçişlerinin önündeki potansiyel

bariyerlerin etkisini azaltmak için en uygun yönetim stratejilerinin geliştirilmesi noktasında bir rehber niteliğindedir. Sonuçlar, bölgede türler arası çatışmalar ortaya çıkmadan önce uygun ve etkin önlemlerin alınması için bir başlangıç noktası olarak kullanılabilir. Üretilen ekolojik bağlantı haritalarının, çalışmadaki şemsiye hedef türlerin, bu türlerin habitatlarının ve bu habitatlar arası bağlantıların bölgesel, bölgeler arası ve ülkesel ölçek düzeylerinde korunması ve iyileştirilmesi yoluyla daha fazla tür ve habitatın korunması çabalarına katkı sağlayabileceği düşünülmektedir. Fakat, bu koruma çabalarında tür bazında çalışmalar yapılmalı ve her bir türün ekolojik istekleri dikkate alınmalıdır. Türler arası ilişkilerin detaylıca irdelenmesi habitat analizlerinde fayda sağlayabilir. Bu çalışma ışığında bölgede ve komşu habitatlarda gelecekte gerçekleştirilebilecek doğa koruma faaliyetleri, habitat parçalanmasının önlenmesine, yaban hayatı-araç/tren çarpışmalarının azaltılmasına, olumsuz antropojenik etkilerin bertaraf edilmesine katkıda bulunurken aynı zamanda geleneksel orman uygulamalarını, yaban hayatı yönetimini ve arazi kullanımlarının korunmasını da destekleyebilir.

KAYNAKLAR

- Acarer, A. 2022. Artvin-Şavşat yöresindeki ayı (*Ursus arctos*)'nın habitat uygunluk haritalaması. Doktora Tezi. Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Isparta.
- Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M.A., Vicente, J., Marco, J. and Gortázar, C. 2005. Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography*, 32(9), 1671-1680.
- Acevedo, P., Real, R. and Gortázar, C. 2011. Favorabilidad ecogeográfica para el corzo: distribución y abundancia. *Pirineos*, 166, 9-27.
- Açık, D. 2020. Türkiye'de yaban hayvanlarının güvenli geçiş rotası: Ekolojik köprüler. Anadolu Ajansı, 10.07.2020. Web Sitesi: <https://www.aa.com.tr/tr/turkiye/turkiyede-yaban-hayvanlarinin-guvenli-gecis-rotasi-ekolojik-kopruler/1905688>. Erişim Tarihi: 17.03.2021.
- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H. and Matthysen, E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.
- Ahmadipari, M., Yavari, A. and Ghobadi, M. 2021. Ecological monitoring and assessment of habitat suitability for brown bear species in the Oshtorankooh protected area, Iran. *Ecological Indicators*, 126, 107606.
- Aidoo, O.F., Souza, P.G.C., da Silva, R.S., Júnior, P.A.S., Picanço, M.C., Osei-Owusu, J., ... and Borgemeister, C. 2022. A machine learning algorithm-based approach (MaxEnt) for predicting invasive potential of *Trioza erytrae* on a global scale. *Ecological Informatics*, 71, 101792.
- Aikens, E.O., Myrnerud, A., Merkle, J.A., Cagnacci, F., Rivrud, I. M., Hebblewhite, M. and Kauffman, M.J. 2020. Wave-like patterns of plant phenology determine ungulate movement tactics. *Current Biology*, 30(17), 3444-3449.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.06.032>.
- Akay, A.E., Gencal, B. and Taş, İ. 2017. Spatiotemporal change detection using Landsat imagery: the case study of Karacabey flooded forest, Bursa, Turkey. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 4, 31.
- Akyol, A., Örucü, Ö.K. and Arslan, E.S. 2020. Habitat suitability mapping of stone pine (*Pinus pinea* L.) under the effects of climate change. *Biologia*, 75, 2175-2187.
- Alexander, S.M., Waters, N.M. and Paquet, P.C. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Can. Geogr.*, 49, 321-331.

- Almasieh, K., Rouhi, H. and Kaboodvandpour, S. 2019. Habitat suitability and connectivity for the brown bear (*Ursus arctos*) along the Iran-Iraq border. *European journal of wildlife research*, 65, 1-12.
- Ambarlı, H. 2006. Analyses of human-bear conflict in Yusufeli, Artvin, Turkey. MSc. Thesis. Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Ambarlı, H. and Bilgin, C.C. 2008. Human-brown bear conflicts in Artvin, northeastern Turkey: encounters, damage, and attitudes. *Ursus*, 19, 146-153.
- Ambarlı, H. 2010. Marking behavior of brown bear (*Ursus arctos*) at power poles and trees in the Kaçkar Mountains range, Artvin, Turkey. *International Bear News*, 19, 14-15.
- Ambarlı, H. 2012. Spatio-temporal ecology, habitat use and population size of brown bears (*Ursus arctos*) in Yusufeli, Turkey. PhD, Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Ambarlı, H. and Bilgin, C.C. 2012. Spatio-temporal ecology of brown bears in northeastern Turkey: evaluation of HR sizes and movement rate by sex. In 21st International Conference on Bear Research and Management, New Delhi, India.
- Ambarlı, H. 2014. Daily activity and resting patterns of brown bears in Turkey by using camera traps and GPS-GSM collars. In: 23rd International Conference on Bear Research and Management, 5-11 October 2014, Thessaloniki, Greece.
- Ambarlı, H. 2016. Litter size and basic diet of brown bears (*Ursus arctos*, Carnivora) in northeastern Turkey. *Mammalia*, 80(2), 235-240.
- Ambarlı, H., Ertürk, A. and Soyumert, A. 2016. Current status, distribution, and conservation of brown bear (*Ursidae*) and wild canids (gray wolf, golden jackal, and red fox; *Canidae*) in Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 40(6), 944-956.
- Anderson, R.P. and Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *J Biogeogr*, 37, 1378-1393.
- Anderson, R.P. and Gonzalez, I. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, 222(15), 2796-2811.
- Anonymous. 2020. Conservation corridors. WEB Sites: http://www.amazonconservation.org/ourwork/conservation_corridors_mat.html. Erişim Tarihi: 15.12.2020.
- Anonymous. 2022. European Union, Copernicus Land Monitoring Service, European Environment Agency (EEA). Web Sites: <https://doi.org/10.2909/59b0620c-7bb4-4c82-b3ce-fl6715573137>. Erişim Tarihi: 25.08.2022.

- Araújo, M.B., Anderson, R.P., Márcia Barbosa, A., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., ... and Rahbek, C. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science advances*, 5(1), eaat4858.
- Ashraf, U., Ali, H., Chaudry, M., Ashraf, I., Batool, A. and Saqib, Z. 2016. Predicting the potential distribution of *Olea ferruginea* in Pakistan incorporating climate change by using maxent model. *Sustainability* 8, 722.
- Atalay, İ. 2014. Türkiye'nin Ekolojik Bölgeleri (Ecoregions of Turkey). Meta Press, İzmir.
- Atzeni, L., Cushman, S. A., Bai, D., Wang, P., Chen, K.S. and Riordan, P. 2020. Meta-replication, sampling bias, and multi-scale model selection: a case study on snow leopard (*Panthera uncia*) in Western China. *Ecol Evol*, 10(14), 7686-7712.
- Avgan, B., Raza, H., Barzani, M. and Breitenmoser, U. 2016. Do recent leopard *Panthera pardus* records from northern Iraq and south-eastern Turkey reveal an unknown population nucleus in the region? *Zoology in the Middle East*, 62(2), 95-104.
- Aydın, M. 2014. Bursa İli Jeomorfoturizm Özellikleri. Doktora Tezi. İstanbul Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İstanbul.
- Baldwin, R.A. 2009. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy*, 11(4), 854-866. <https://doi.org/10.3390/e11040854>.
- Barbosa, F.G. and Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling*, 313, 77-83.
- Barker, K.J., Mitchell, M.S., Proffitt, K.M. and DeVoe, J.D. 2019. Land management alters traditional nutritional benefits of migration for elk. *Journal of Wildlife Management*, 83(1), 167-174. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21564>.
- Basnett, R., Kumar, A. and Yomcha, T. 2023. Potential distribution of the Asiatic Black Bear in Khangchendzonga National Park, Sikkim Eastern Himalaya using MaxEnt Modeling. *European Journal of Ecology*, 9(1).
- Beazley, K. and Cardinal, N. 2004. A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine. *Environ. Conserv.*, 31, 91-101.
- Beier, P., Majka, D.R. and Spencer, W.D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836-851. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x>.
- Beier, P. 2012. Conceptualizing and designing corridors for climate change. *Ecological Restoration*, 30, 312-319.

- Beier, P. 2019. A rule of thumb for widths of conservation corridors. *Conserv. Biol.*, 33(4), 976-978. <https://doi.org/10.1111/cobi.13256>.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, (No. 1), 254p. ISBN 2831702216, 9782831702216.
- Bennett, G. 2004. Integrating biodiversity conservation and sustainable use: Lessons learned from ecological networks. IUCN, 55p., Gland, Switzerland & Cambridge, UK.
- Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology*, 11, 69-78.
- Berger, J. 2007. Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters*, 3(6), 620-623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0415>.
- Beşkardeş, V. 2016. Yedigöller yaban hayatı geliştirme sahasındaki iri cüsseli memeli hayvanlar ve sonbahar dönemi habitat tercihleri. *Düzce Üniversitesi Orman Fakültesi Ormancılık Dergisi*, 12(1), 137-144.
- Birecikligil, S., Çelekli, F., Çelekli, A. ve Çiçek, E. 2013. Karagöl mevkiinde (Nurdağı, Gaziantep) doğaya salınan kızılgeyik (*Cervus elaphus*)'ların izleme programı. *Nevşehir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(1).
- Biro', E., Bouwma, I. and Grobelnik, V. 2006. Indicative map of the Pan European Ecological Network in South-eastern Europe. Technical Background document, Tilburg, ECNCEuropean Centre for Nature Conservation, ECNC Technical Report series.
- Bloemmen, M. and Van der Sluis, T. 2004. European corridors-example studies for the Pan-European Ecological Network. Wageningen: Alterra, 102.
- Bogdanović, N., Zedrosser, A., Hertel, A. G., Zarzo-Arias, A. and Čirović, D. 2023. Where to go? Habitat preferences and connectivity at a crossroad of European brown bear metapopulations. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02460.
- Boitani, L. and Linnell, J.D. 2015. Bringing large mammals back: large carnivores in Europe. *Rewilding European Landscapes*, 67-84.
- Booth, T.H. 2018. Species distribution modelling tools and databases to assist managing forests under climate change. *Forest Ecology and Management*, 430, 196-203.
- Boria, R.A., Olson, L.E., Goodman, S.M. and Anderson, R.P. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological modelling*, 275, 73-77.

- Bouwma, I.M., Opdam, P. and Schrevel, A. 2003. Ecological Networks: Linkings Protected Areas with Sustainable Development, Alterra Wageningen UR, 16p.
- Boyle, M. 2014. Biological corridor. WEB Sitesi: <http://www.eoearth.org/view/article/150620>. Erişim Tarihi: 12.04.2020.
- Brost, B.M. and Beier, P. 2012. Use of land facets to design linkages for climate change. *Ecological Applications*, 22(1), 87-103.
- Brown, J.L., Bennett, J.R. and French, C.M. 2017. SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ*. [online].
- Burkey, T.V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, 75-81.
- Burkey, T.V. 1995. Extinction rates in archipelagos: Implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology*, 9, 527-541.
- Campos, J.C., Garcia, N., Al rio, J., Arenas-Castro, S., Teodoro, A.C. and Sillero, N. 2023. Ecological Niche Models using MaxEnt in Google Earth Engine: Evaluation, guidelines and recommendations. *Ecological Informatics*, 76, 102147.
- Caro, T. 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press.
- Carroll, C., Noss, R.F. and Paquet, P.C. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region. *Ecol. Appl.*, 11, 961-980.
- Carroll, C., Noss, R.F., Paquet, P.C. and Schumaker, N.H. 2004. Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology*, 18(4), 1110-1120.
- Carroll, C. 2006. Linking connectivity to viability: insights from spatial explicit population models of large arnivores. In: Crooks KR, Sanjayan M (Editors), *Connectivity Conservation* Cambridge, Cambridge University Press, pp. 369-389.
- Carroll, C., McRae, B.H. and Brookes, A. 2012. Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in western North America. *Conservation Biology*, 26(1), 78-87.
- Castilho, C.S., Hackbart, V.C.S., Pivello, V.R. and dos Santos, R.F. 2015. Evaluating Landscape Connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management*, 55(6), 1377-1389. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0463-7>.
- Ceia-Hasse, A., Borda-de- gua, L., Grilo, C. and Pereira, H.M. 2017. Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5), 592-600. <https://doi.org/10.1111/geb.12564>.

- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andr en, H., et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346, 1517-1519. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>.
- Chen, J., Yang, S.T., Li, H.W., Zhang, B. and Lv, J.R. 2013. Research on geographical environment unit division based on the method of natural breaks (Jenks). *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40, 47-50.
- Chester, C. and Hilty, J. 2009. Connectivity conservation concepts the natural setting', in GL, Francis, W.L. and Lockwood, M., *Connectivity conservation management: a global guide*, Earthscan, London, UK.
- Chi, Y., Wang, G.G., Zhu, M., Jin, P., Hu, Y., Shu, P., ... and Jin, S. 2023. Potentially suitable habitat prediction of *Pinus massoniana* Lamb. in China under climate change using Maxent model. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1144401.
- Ćirović, D., de Gabriel Hernando, M., Paunović, M. and Karamanlidis, A.A. 2015. Home range, movements, and activity patterns of a brown bear in Serbia. *Ursus*, 26(2), 79-85.
- Clevenger, A.P. and Waltho, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conserv. Biol.* 14, 47-56.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B. and Gunson, K.E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109,15-26.
- Clevenger, A.P. and Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological conservation*, 121(3), 453-464.
- Clevenger, A. and Wierzchowski, J. 2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. In *Connectivity conservation*, 502-535.
- Clevenger, A.P. and Ford, A.T. 2010. Wildlife crossing structures, fencing, and other highway design considerations. *Safe Passages-Highways, Wildlife, and Habitat Connectivity*, 424.
- Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. and Nichols, J.D. 2001. *Dispersal*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- COPERNICUS. 2023. European Union's Copernicus Land Monitoring Service. WEB Sitesi: <https://doi.org/10.2909/71c95a07-e296-44fc-b22b-415f42acfd0>. Erişim Tarihi: 02.07.2022.

- Correa Ayram, C.A., Mendoza, M.E., Etter, A. and Salicrup, D.R.P. 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*, 40(1), 7-37.
- Crain, R. 2015. An Introduction to Habitat Connectivity. WEB Sitesi: <https://content.yardmap.org/learn/habitat-connection/>. Erişim Tarihi: 16.08.2022.
- Crespo-Gasc3n, S. and Guerrero-Casado, J. 2019. The role of the spectacled bear (*Tremarctos ornatus*) as an umbrella species for Andean ecoregions. *Wildlife Research*, 46(2), 176-183.
- Crooks, K.R., Burdett, C.L., Theobald, D.M., Rondinini, C. and Boitani, L. 2011. "Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat", *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642-2651.
- Cross, M.S., Hilty, J.A., Tabor, G.M., Lawler, J.J., Graumlich, L.J. and Berger, J. 2012. From connect-the-dots to dynamic networks: maintaining and enhancing connectivity to address climate change impacts on wildlife. *Wildlife conservation in a changing climate*, 23.
- Cushman, S.A. and Lewis, J.S. 2010. Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecology*, 25, 1613-1625.
- C3rebal, İ., Efe, R. and Soykan, A. 2019. Spatial and temporal change of Bursa city settlement area (1955-2018) and environmental impacts of expansion. *Theory and Practice in Social Sciences*, 213.
- Çavdar, B., Malkoç, E. ve Nurlu, E. 2016. Orman Peyzajı Morfolojik Konumsal Desen Analizi Çalışması: Yamanlar ve Spil Dağı Örneği. 6. Uzaktan Algılama-Cbs Sempozyumu (UZAL-CBS 2016), Adana.
- ÇED. 2016. T.C Bursa ili 2015 yılı Çevre Durum Raporu. Bursa Valiliği Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, ÇED ve Çevre İzinleri Şube Müdürlüğü, Bursa.
- Çoban, H.O., Örucü, Ö.K. and Arslan, E.S. 2020. MaxEnt modeling for predicting the current and future potential geographical distribution of *Quercus libani* Olivier. *Sustainability*, 12(7), 2671.
- Çolak, A.H. 2001. Ormanda Doğa Koruma (Kavramlar-Prensipler-Stratejiler-Önlemler), Milli Parklar Av ve Yaban Hayatı Genel Müdürlüğü Yayını, 354s., Ankara.
- Dai, Y., Peng, G., Wen, C., Zahoor, B., Ma, X., Hacker, C.E. and Xue, Y. 2021. Climate and land use changes shift the distribution and dispersal of two umbrella species in the Hindu Kush Himalayan region. *Science of the Total Environment*, 777, 146207.

- Demirbaş Çağlayan, S. 2011. Karayollarından kaynaklanan peyzaj parçalanmasının korunan alanlar ve önemli doğa alanları üzerine etkilerinin irdelenmesi. Doktora Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 7, 129-146.
- Dingle, H. 1996. *Migration: The Biology of Life on the Move*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- DKMPGM. 2017. Yaban Hayatı Yol Geçişlerinin Düzenlenmesi ve İzlenmesi İş Teknik Kılavuzu. Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Ankara.
- Doğan, D. 2016. Peyzaj bağlantılılığının saptanması ve değerlendirilmesi: Malatya kenti ve yakın çevresi örneği. Doktora Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Duarte, J., Farfán, M.A. and Vargas, J.M. 2010. Selección primaveral de hábitat del corzo andaluz (*Capreolus capreolus*) en un borde de su área de distribución. *Ecología*, 23, 177-192.
- Dupin, M., Reynaud, P., Jarošík, V., Baker, R., Brunel, S., Eyre, D., ... and Makowski, D. 2011. Effects of the training dataset characteristics on the performance of nine species distribution models: application to *Diabrotica virgifera virgifera*. *PloS one*, 6(6), e20957.
- Dutta, T., Sharma, S., McRae, B.H., Roy, P.S. and DeFries, R. 2016. Connecting the dots: mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change*, 16, 53-67. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0877-z>.
- Eisenberg, J.F. 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.
- Elith, J., Graham, C.P., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... and Zimmermann, N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Elith, J. and Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1), 66-77.
- Elith, J., Kearney, M. and Phillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in ecology and evolution*, 1(4), 330-342.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. and Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>.

- Environmental Law Institute. 2003. Conservation thresholds for landuse planners. Environmental Law Institute, Washington, D.C.
- Epps, C.W., Palsboll, P.J., Wehausen, J.D., Roderick, G.K., Ramey, R.R. and McCullough, D.R. 2005. Highways block gene flow and cause arapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. Ecology Letters, 8, 1029-1038.
- Ercan, M. 2019. Akdağ (Afyon) yöresinde kızılgeyik (*Cervus elaphus* L.)’in habitat tercihleri. Yüksek Lisans Tezi. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- Erzin, P.E. 2019. Ekolojik Ağlar İçin Peyzaj Koridorlarının Planlanması: Kuzey İç Anadolu Bölgesi. Yüksek Lisans Tezi. Çankırı Karatekin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çankırı.
- Estreguil, C. and Mouton, C. 2009. Measuring and Reporting on Forest Landscape Pattern, Fragmentation and Connectivity in Europe: Methods and Indicators. European Commission-Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Estreguil, C., de Rigo, D. and Caudullo, G. 2014. A proposal for an integrated modelling framework to characterise habitat pattern. Environmental Modelling & Software, 52, 176-191.
- Etherington, T.R. and Holland, E.P. 2013. Least-cost path length versus accumulatedcost as connectivity measures. Landscape Ecology, 28(7), 1223-1229.
- Etherington, T.R. 2016. Least-cost modelling and landscape ecology: concepts, applications, and opportunities. Current Landscape Ecology Reports, 1(1), 40-53.
- Ewers, R.M. and Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological reviews, 81(1), 117-142.
- Fagan, W.F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. Ecology, 83, 3243-3249.
- Fahrig, L. and Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. Conservation Biology, 8(1), 50-59. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010050.x>.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34, 487-515.
- Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 48, 1-23.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., ... and Koper, N. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? Biological Conservation, 230, 179-186.

- Falcucci, A., Maiorano, L., Ciucci, P., Garton, E.O. and Boitani, L. 2008. Land-cover change and the future of the Apennine brown bear: a perspective from the past. *Journal of Mammalogy*, 89, 1502-1511.
- Farfán, M.A., Duarte, J., Vargas, J.M. and Real, R. 2009. El corzo en la región más meridional de su área de distribución. Las zonas más favorables para su caza. *Galemys*, 21, 245-262.
- Favilli, F., Hoffmann, C., Ravazzoli, E., Streifeneder, T. 2013. Advanced tools and methodologies adopted – GIS Model Design for deriving ecological corridors. BioREGIO Carpathians Project. <http://www.bioregio-carpathians.eu/key-outputs-and-publications.html>.
- Favilli, F., Hoffmann, C., Elmi, M., Ravazzoli, E. and Streifeneder T. 2015. The BioREGIO Carpathians project: aims, methodology and results from the “Continuity and Connectivity” analysis. In: Seiler A, Helldin J-O (Eds) *Proceedings of IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation*, Malmö, Sweden. *Nature Conservation*, 11, 95-111. DOI: 10.3897/natureconservation.11.4424.
- Fedorca, A., Popa, M., Jurj, R., Ionescu, G., Ionescu, O. and Fedorca, M. 2020. Assessing the regional landscape connectivity for multispecies to coordinate on-the-ground needs for mitigating linear infrastructure impact in Brasov–Prahova region. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125903.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 100(1), 125-136.
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Fois, M., Cuena-Lombrana, A., Fenu, G. and Bacchetta, G. 2018. Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385, 124-132.
- Ford, A.T., Sunter, E.J., Fauvelle, C., Bradshaw, J.L., Ford, B., Hutchen, J., ... and Teichman, K.J. 2020. Effective corridor width: linking the spatial ecology of wildlife with land use policy. *European Journal of Wildlife Research*, 66, 1-10.
- Forman, R.T.T. and Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. J. Wiley & Sons, New York, NY, USA.
- Gallo, J.A. and Greene, R. 2018. *Connectivity Analysis Software for Estimating Linkage Priority*. Conservation Biology Institute, OR. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.5673715>.

- Gallo, J.A., Butts, E.C., Miewald, T.A. and Foster, K.A. 2019. Comparing and Combining Omniscape and Linkage Mapper Connectivity Analyses in Western Washington. Published by: Conservation Biology Institute. Corvallis, OR, <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.8120924>.
- Gámez-Brunswick, C. and Rojas-Soto, O. 2020. The effect of seasonal variation on the activity patterns of the American black bear: an ecological niche modeling approach. *Mammalia*, 84(4), 315-322.
- García-Rodríguez, A., Albrecht, J., Szczutkowska, S., Valido, A., Farwig, N. And Selva, N. 2021. The role of the brown bear *Ursus arctos* as a legitimate megafaunal seed disperser. *Scientific reports*, 11(1), 1282. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80440-9>.
- Gebert, C. and Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of red deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review*, 31(3-4), 189-201.
- Girardet, X., Conruyt-Rogeeon, G. and Foltête, J.C. 2015. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European journal of wildlife research*, 61(5), 731-742.
- Giuseppe, P. and Luigi, M. 2016. Combining multiple tools to provide realistic potential distributions for the mouflon in Sardinia: species distribution models, spatial pattern analysis and circuit theory. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*. pp, 1-7.
- Gözütok, S. 2017. Mammalian fauna of Bursa province and conversation status of species. *Uluslararası Tarım ve Yaban Hayatı Bilimleri Dergisi*, 3(2), 120-130.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology*, 84(11), 2809-2815.
- Gray, M., Wilmers, C.C., Reed, S.E. and Merenlender, A.M. 2016. Landscape feature-based permeability models relate to puma occurrence. *Landscape and Urban Planning*, 147, 50-58.
- Grilo, C., Sousa, J., Ascensão, F., Matos, H., Leitão, I., Pinheiro, P., Costa, M., Bernardo, J., Reto, D. and Lourenço, R. 2012. Individual spatial responses towards roads: implications for mortality risk. *PLoS ONE* 7, e43811.
- Grilo, C., Lucas, P.M., Fernández-Gil, A., Seara, M., Costa, G., Roque, S., ... and Revilla, E. 2019. Refuge as major habitat driver for wolf presence in human-modified landscapes. *Animal Conservation*, 22(1), 59-71.
- Guisan, A., Weiss, S.B. and Weiss, A.D. 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant ecology*, 143, 107-122.
- Gula, R., Frackowiak, W. and Perzanowski, K. 1998. Current status and conservation needs of brown bears in the Polish Carpathians. *Ursus*, 81-86.

- Gurrutxaga, M., Lozano, P.J. and del Barrio, G. 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 318-326.
- Haller, H., Kühn, R., Fischlin, A. and Haller, R. 2002. *Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung: eine alpine Population von Cervus elaphus zeitlich und räumlich dokumentiert*. Nationalpark-Forschung in der Schweiz, 91,1-144. Schweizerischer Nationalpark.
- Hamann, J.L., Klein, F. and Saint-Andrieux, C. 1997. Domaine vital diurne et déplacements de biches (*Cervus elaphus*) sur le secteur de la Petite Pierre (Bas-Rhin). *Gibier Faune Sauvage*, 14(mars), 1-17.
- Harmesen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E. and Doncaster, C.P. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 76(3), 320-324. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007>.
- Henderson, R., Mosher, B., Watters, R., Jal, T. and Murdoch, J. 2022. Human disturbance influences occupancy of red deer in Mongolia. *Mongolian Journal of Biological Sciences*, 20(2), 3-12.
- Henle, K., Bauch, B., Auliya, M., Külvik, M., Pe'er, G., Schmeller, D.S. and Framstad, E. 2013. Priorities for biodiversity monitoring in Europe: A review of supranational policies and a novel scheme for integrative prioritization. *Ecological Indicators*, 33, 5-18.
- Hepcan, Ç.C., Hepcan, Ş., Özkan, M.B. and Kaplan, A. 2005. Ecological Networks as a Mean of Sustainable Nature Conservation, X. European Ecological Congress 8-13 November 2005, Kusadasi, TURKEY (pp. 187–195), Bornova, Izmir.
- Hepcan, Ç.C. 2008. Doğa Korumada Sürdürülebilir Bir Yaklaşım, Ekolojik Ağların Belirlenmesi ve Planlanması: Çeşme-Urla Yarımadası Örneği. Doktora Tezi. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.
- Hepcan, Ş., Hepcan, Ç.C., Bouwma, I.M., Jongman, R.H. and Özkan, M.B. 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.
- Hepcan, Ş., Hepcan, Ç.C., Koçman, A., Özkan, M.B. ve Can, Ö.E. 2013. Yaban hayatı koruma bağlamında karakulak (*Caracal caracal*) için İzmir ili örneğinde habitat ağları oluşturulması üzerine bir araştırma. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 10(1), 29-39.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. and Albert, D.L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785. doi:10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x.

- Hızal, E. 2008. Kapıdağ Yarımadası memeli (mammalia) faunası. Bartın Orman Fakültesi Dergisi, 10(14), 22-32.
- Horasan, M. 2018. Bartın-Sökü Yaban Hayatı Geliştirme Sahasındaki büyük memeli yaban hayvanları. Yüksek Lisans Tezi. Bartın Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bartın.
- Hosmer Jr, D.W., Lemeshow, S. and Sturdivant, R.X. 2013. Applied logistic regression (Vol. 398). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118548387>.
- Hosseini, S.P., Jafari, R., Esfahani, M.T., Senn, J., Hemami, M.R. and Amiri, M. 2021. Investigating habitat degradation of *Ursus arctos* using species distribution modelling and remote sensing in Zagros Mountains of Iran. Arabian Journal of Geosciences, 14(21), 2179.
- Hou, W., Zhai, L. and Walz, U. 2023. Identification of spatial conservation and restoration priorities for ecological networks planning in a highly urbanized region: A case study in Beijing-Tianjin-Hebei, China. Ecological Engineering, 187, 106859.
- Huijser, M.P. and McGowen, P.T. 2010. Reducing wildlife-vehicle collisions. In: Beckmann, J.P., Clevenger, A.P., Huijser, M.P., Hilty, J.A. (Eds.), Safe passage: Highways, wildlife, and habitat connectivity. Washington DC: Island Press, USA, pp. 51-74.
- Hwang, M.H., Garshelis, D.L., Wu, Y.H. and Wang, Y. 2010. Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: gauging whether a reserve is big enough. Ursus, 21(1), 81-96. <https://doi.org/10.2192/09GR024.1>.
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. WEB Sites: <https://www.iucnredlist.org>. Erişim Tarihi: 09.03.2022.
- Jackson, S.D. and Griffin, C.R. 2000. A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma. The Wildlife Society, 143-159.
- Jaynes, E.T. 1957. Information theory and statistical mechanics. The Physical Review, 106(4), 620-630.
- Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P. and Balkenhol, N. 2013. Integrating movement ecology with biodiversity research- exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. Movement Ecology, 1, 6.
- Jerina, K., Debeljak, M., Džeroski, S., Kobler, A. and Adamič, M. 2003. Modeling the brown bear population in Slovenia: a tool in the conservation management of a threatened species. Ecol. Modell., 170, 453-469.

- Jiang, G.S., Zhang, M.H. and Ma, J.Z. 2008. Habitat use and separation between red deer (*Cervus elaphus xanthopygus*) and roe deer (*Capreolus pygargus bedfordi*) in relation to human disturbance in the wandashan mountains, Northeastern China. *Wildlife Biology*, 14, 92-100.
- Jongman, R.H.G. and Kristiansen, I. 1998. National and Regional Approaches for Ecological Networks in Europe, Council of Europe Publishing, 85s.
- Jongman, R.H.G. 2004. The Context and Concept of Ecological Networks. R.H.G. Jongman and G. Pungetti (eds.), *Ecological Networks and Greenways Concept, Design and Implementation*, pp. 7-33. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 345p.
- Jongman, R.H.G. and Pungetti, G. 2004. Ecological Networks and Greenways, R.H.G. Jongman and G. Pungetti (eds.), *Ecological Networks and Greenways Concept, Design and Implementation*, pp. 1-6. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 345p.
- Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H. and Linnell, J. 2013a. Status, management and distribution of large carnivores-bear, lynx, wolf wolverine, in Europe. Part 2, Europe summaries. European Commission, Report, 200p.
- Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H. and Linnell, J. 2013b. Status, management and distribution of large carnivore-bear, lynx, wolf & wolverine-in Europe. Part 1, Europe summaries. European Commission, Report, 72p.
- Kaczensky, P. et al. 2021. Distribution of large carnivores in Europe 2012 - 2016: Distribution maps for Brown bear, Eurasian lynx, Grey wolf, and Wolverine Dryad, Dataset. [online]. Available from: <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad>.
- Kalleci, B. 2023. Kastamonu Ilgaz Dağı Yaban Hayatı Geliştirme Sahası ve Gavurdağı Yaban Hayatı Geliştirme Sahası arasındaki yaban hayatı ekolojik koridorlarının belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 160s., Kastamonu.
- Kamler, J.F., Jędrzejewska, B. and Jędrzejewski, W. 2007. Activity patterns of red deer in Białowieża National Park, Poland. *Journal of mammalogy*, 88(2), 508-514.
- Kapur, J.N. and Kesavan, H.K. 1992. *Entropy Optimization Principles With Applications*, Academic Press, New York, USA.
- Karamanlidis, A.A., Straka, M., Drosopoulou, E., de Gabriel Hernando, M., Kocijan, I., Paule, L. and Scouras, Z. 2012. Genetic diversity, structure, and size of an endangered brown bear population threatened by highway construction in the Pindos Mountains. Greece *Eur. J. Wildl.*, 58, 511-522.

- Karataş, A., Bulut, Ş. and Akbaba, B. 2021. Camera trap records confirm the survival of the Leopard (*Panthera pardus* L., 1758) in eastern Turkey (Mammalia: Felidae). *Zoology in the Middle East*, 67(3), 198-205.
- Karimi, S., Hemami, M.R., Tarkesh Esfahani, M. and Baltzinger, C. 2018. The role of brown bear (*Ursus arctos*) in the plant seed dispersal of Golestan national park. *Iranian J Appl Ecol* 7(2):29–42. (In Persian). <https://doi.org/10.29252/ijae.7.2.29>.
- Kaya Özdemirel, B., Turak, A.S. and Bilgin, C.C. 2016. Impact of large scale dam construction on movement corridors of mammals in Artvin, North-Eastern Turkey. *Appl Ecol Environ Res*, 14(3), 489-507.
- Keeley, A.T., Beier, P. and Gagnon, J.W. 2016. Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology*, 31, 2151-2162.
- KGM. 2022. Otoyollar ve Devlet Yollarının Trafik Dilimlerine Göre Yıllık Ortalama Günlük Trafik Değerleri ve Ulaşım Bilgileri. Trafik Güvenliği Dairesi Başkanlığı, Ulaşım Etütleri Şubesi Müdürlüğü. 227s. Ankara.
- KGM. 2023. Karayolları Genel Müdürlüğü. WEB Sitesi: <https://www.kgm.gov.tr/Sayfalar/KGM/SiteTr/Root/default.aspx>. Erişim Tarihi: 03.05.2023.
- Khosravi, R., Pourghasemi, H.R., Adavoudi, R., Juliaie, L. and Wan, H.Y. 2022. A spatially explicit analytical framework to assess wildfire risks on brown bear habitat and corridors in conservation areas. *Fire Ecology*, 18(1), 1-14.
- Knaap, W.V.D. 2004. Dynamic Networks in Planning and Design Towards an Interwoven Rural and Urban Development In M. Dijst, P. Schot & K. de Jong (eds.), *Framing Land Use Dynamics; Reviewed Abstracts International Conference 16–18 April 2003, Utrecht, The Netherlands* (pp. 292–293). Utrecht: Utrecht University. (WUR).
- Koca, A. 2021. Akdağ Yaban Hayatı Geliştirme Sahası'nda kızılgeyik (*Cervus elaphus* L., 1758) popülasyon ekolojisinin araştırılması. Doktora Tezi. Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Isparta.
- Koçyiğit, S. 2012. Kütahya ili kızılgeyik (*Cervus elaphus*) popülasyonunun ekolojisi, biyolojisi ve yayılışı. Yüksek Lisans Tezi. Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kütahya.
- Kramer-Schadt, S., Kaiser, T., Frank, K. and Wiegand, T. 2011. Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology*, 26, 501-513. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9576-4>.

- Krausman, P.R. 1999. Some basic principles of habitat use. Grazing behavior of livestock and wildlife, 70, 85-90.
- Kreft, S. ve Güngöroğlu, C. 2018. Natura 2000'e Genel Bir Bakış. Türkiye Ormanlarında AB Natura 2000 Konseptinin Uygulanabilirliği, Sivil Toplum Diyalogu, Türkiye Ormanlarında AB Doğa Koruma Projesi, 1-16, Ankara.
- Kuemerle, T., Perzanowski, K., Chaskovskyy, O., Ostapowicz, K., Halada, L., Bashta, A.T., ... and Radeloff, V.C. 2010. European bison habitat in the Carpathian Mountains. Biological conservation, 143(4), 908-916.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conserv. Biol., 11, 849-856.
- Leitao, A.B. and Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. Landscape and Urban Planning, 59, 65-93.
- Leopold, A. 1933. Game Management. Charles Scribner's Sons, New York.
- Li, J., Chang, H., Liu, T. and Zhang, C. 2019. The potential geographical distribution of Haloxylon across Central Asia under climate change in the 21st century. Agricultural and Forest Meteorology, 275, 243-254.
- Licoppe, A.M. 2006. The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne. Eur J Wildl Res., 52, 164–170. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0027-5>.
- Linnell, J.D., Swenson, J.E. and Andersen, R. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones?. Biodiversity & Conservation, 9, 857-868.
- Liro, A. 1995. National Ecological Network EECONET Poland, A. Liro (ed.), IUCN, 66p.
- Liu, Z., Cao, L., Zhai, H., Hu, T. and Wang, M. 2004. Winter habitat selection by red deer (*Cervus elaphus alxaiicus*) in Helan Mountain, China. Zoological research, 25(5), 403-409.
- Long, R.A., MacKay, P., Ray, J. and Zielinski, W. (Eds.). 2012. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press. Washington. <https://www.nhbs.com/noninvasive-survey-methods-for-carnivores-book>.
- Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden, R.F., Brook, S.M. and Mattioli, S. 2018. *Cervus elaphus* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T55997072A142404453. WEB: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T55997072A142404453.en>. Erişim Tarihi: 12.08.2023.

- Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden, R.F., Brook, S.M. and Mattioli, S. 2019. *Cervus elaphus*, red deer The IUCN Red List of Threatened Species.
- Luke, C., Penrod, K., Cabanero, C.R., Beier, P., Spencer, W. and Shapiro, S. 2004. A Linkage Design for the Santa Ana- Mountains Connection (Unpublished report), California and South Coast Wildlands, California, 216p, USA.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373-387.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MacDonald, D. and Barret, P. 1993. Field Guide Mammals of Britain & Europe. HarperCollins Publishers, UK.
- Majka, D., Beier, P. and Jenness, J. 2007. CorridorDesigner ArcGIS Toolbox Tutorial. Environmental Research, Development and Education for the New Economy (ERDENE) initiative from Northern Arizona University.
- Marcot, B.G. and Hanea, A.M. 2021. What is an optimal value of k in k-fold cross-validation in discrete Bayesian network analysis? *Comput. Stat.*, 36, 2009-2031. <https://doi.org/10.1007/s00180-020-00999-9>.
- Martikainen, P., Kaila, L. and Haila, Y. 1998. Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conservation Biology*, 12, 293-301.
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.Y., Naves, J., Allainé, D. and Swenson, J.E. 2012. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *J. Appl. Ecol.*, 49, 621–631.
- Martínez-Sifuentes, A.R., Hernández-Herrera, J.A., Valenzuela-Núñez, L.M., Briceño-Contreras, E.A., ... and López Calderón, M.J. 2022. Climate change impact on the habitat suitability of *Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco in Mexico: An approach for its conservation. *Sustainability*, 14(14), 8888.
- Mateo Sanchez, M.C., Cushman, S.A. and Saura, S. 2014. Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science*, 28(8), 1531-1546. <https://doi.org/10.1080/13658816.2013.776684>.
- Mateos-Quesada, P. 2005. Densidad poblacional y uso del espacio del corzo en el centro de la Península Ibérica. *Galemys*, 17(1-2), 3-12.
- Mattioli, S., Zachos, F. E., Rossi, L., Lister, A. M. and Corlatti, L. 2022. Red deer *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. In *Handbook of the Mammals of Europe* (pp. 1-37). Cham: Springer International Publishing.

- Mayer, H. ve Aksoy, H. 1998. Türkiye ormanları. Orman Bakanlığı Batı Karadeniz Ormancılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü.
- McLellan, B.N., Proctor, M.F., Huber, D. and Michel, S. 2016. Brown bear (*Ursus arctos*) isolated populations (Supplementary Material to *Ursus arctos arctos* Redlisting account). The IUCN Red List of Threatened Species; IUCN: Gland, Switzerland.
- McLellan, B.N., Proctor, M.F., Huber, D. and Michel, S. 2017. *Ursus arctos* (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T41688A121229971. WEB Sitesi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20173.RLTS.T41688A121229971.en>. Erişim Tarihi: 12.08.2023.
- McNab, B.K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. The American Naturalist, 97(894), 133-140.
- McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H. and Shah, V.B. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation. Ecology, 89(10), 2712-2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>.
- McRae, B.H. and Shah, V.B. 2009. Circuitscape User's Guide. ONLINE. The University of California, Santa Barbara. Available at: <https://circuitscape.org>.
- McRae, B.H. and D.M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <https://circuitscape.org/linkagemapper/>.
- McRae, B.H. 2012a. Centrality Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <https://circuitscape.org/linkagemapper/>.
- McRae, B.H. 2012b. Pinchpoint Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <https://circuitscape.org/linkagemapper/>.
- McRae, B.H. 2012c. Barrier Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at <https://circuitscape.org/linkagemapper/>.
- McRae, B.H., Hall, S.A., Beier, P. and Theobald, D.M. 2012d. Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. PLoS ONE, 7(12), e52604. doi:10.1371/journal.pone.0052604.
- Meisingset, E.L., Loe, L.E., Brekkum, Ø., Van Moorter, B. and Mysterud, A. 2013. Red deer habitat selection and movements in relation to roads. The Journal of wildlife management, 77(1), 181-191.
- Meisingset, E.L., Loe, L.E., Brekkum, Ø., Bischof, R., Rivrud, I.M., Lande, U.S., ... and Mysterud, A. 2018. Spatial mismatch between management units and movement ecology of a partially migratory ungulate. Journal of Applied Ecology, 55(2), 745-753.

- Mengüllüoğlu, D. 2010. An inventory of medium and large mammal fauna in pine forests of Beypazari through camera trapping. MSc. Thesis. Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Mihli, A. 2013. Artvin Meydancık yöresinde ayı (*Ursus arctos* L.)'nın yayılışı, habitat kullanımı ve popülasyon yoğunluğu. Yüksek Lisans Tezi. Artvin Çoruh Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Artvin.
- Middleton, A.D., Kauffman, M.J., Mcwhirter, D.E., Cook, J.G., Cook, R.C., Nelson, A.A., Jimenez, M.D. and Klaver, R.W. 2013. Rejoinder: Challenge and opportunity in the study of ungulate migration amid environmental change. *Ecology*, 94(6), 1280-1286. <https://doi.org/10.1890/12-2142.1>.
- Mitchell, B., Staines, B.W. and Welch, D. 1977. Ecology of red deer: a research review relevant to their management in Scotland. Institute of Terrestrial Ecology. Cambridge, UK.
- Mohammadi, A., Almasieh, K., Nayeri, D., Ataei, F., Khani, A., López-Bao, J.V., ... and Cushman, S.A. 2021. Identifying priority core habitats and corridors for effective conservation of brown bears in Iran. *Scientific reports*, 11(1), 1044.
- Mol, T. 2006. Yaban Hayatı (Orman Mühendisliği öğrencileri için). İ.Ü. Orman Fakültesi Yayınları, No.489, 425s. İstanbul. ISBN 975-404-766-9.
- Morales-González, A., Ruiz-Villar, H., Ordiz, A. and Penteriani, V. 2020. Large carnivores living alongside humans: Brown bears in human-modified landscapes. *Glob. Ecol. Conserv.* 22, e00937.
- Mukherjee, T., Sharma, L.K., Kumar, V., Sharief, A., Dutta, R., Kumar, M., Joshi, B.D., Thakur, M., Venkatraman, C. and Chandra, K. 2021. Adaptive spatial planning of protected area network for conserving the Himalayan brown bear. *Sci. Total Environ.*, 754, 142416.
- Mumme, S., Middleton, A.D., Ciucci, P., De Groeve, J., Corradini, A., Aikens, E.O., Ossi, F., Licoppe, A. ... and Cagnacci, F. 2023. Wherever I may roam—Human activity alters movements of red deer (*Cervus elaphus*) and elk (*Cervus canadensis*) across two continents. *Global Change Biology*, 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/gcb.16769>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Naimi, B. and Araújo, M.B. 2016. “sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling”, *Ecography*, 39(4), 368-375.
- NASA. 2008. Modis vegetation indices (VI) 16-day l3 global 250m(mod13q1). In NASA (Ed.), Land processes distributed active archive center (LP DAAC) (5th ed.). Sioux Falls, South Dakota: USGS/Earth Resources Observation And Science Center.

- Nazeri, M., Jusoff, K., Madani, N., Mahmud, A.R., Bahman, A.R. and Kumar, L. 2012. Predictive modeling and mapping of Malayan Sun Bear (*Helarctos malayanus*) distribution using maximum entropy. PLoS ONE 7, e48104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048104>.
- Nellemann, C., Støen, O.G., Kindberg, J., Swenson, J.E., Vistnes, I., Ericsson, G., Katajisto, J., Kaltenborn, B.P., Martin, J. and Ordiz, A. 2007. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. Biol. Conserv., 138, 157-165.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T. and Paquet, P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. Conservation Biology, 10(4), 949-963.
- OGM, 2023. Orman Genel Müdürlüğü Ormancılık İstatistikleri Resmi Verileri. <https://www.ogm.gov.tr/tr/e-kutuphane/resmi-istatistikler>.
- Oğul, A., Tuttu, U., Öner, M.N., Yorulmaz, T. ve Özcan, A.U. 2022. Ilgaz Dağı'nda farklı orman kuruluşlarındaki bazı yaban hayvanlarının (Classis: Mammalia) aktivitelerinin belirlenmesi. Anadolu Orman Araştırmaları Dergisi, 8(1), 29-36.
- Oğurlu, İ. 1992. Çatacık koruma-üretim sahasında geyik popülasyon ekolojisi üzerine araştırmalar. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 250s, Trabzon.
- Oğurlu, İ. 1996. Habitat Use of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Çatacık Forest. Turkish Journal of Zoology, 20(4), 427-435.
- Oğurlu, İ. 1997. Salıverilen bir geyik (*Cervus elaphus* L.) grubunun sinyalle takibi. Türk Zooloji Dergisi, 21, 69-77.
- Opdam, P. 2002. Assessing the Conservation Potential of Habitat Networks, K.Z. Gutzwiller (ed.), Applying Landscape Ecology in Biological Conservation, pp. 381-404, Springer-Verlag, New York.
- Oruç, M.S., Mert, A. ve Özdemir, İ. 2017. Eskişehir Çatacık Yöresinde, çevresel değişkenler kullanılarak Kızılgeyik için (*Cervus elaphus* L.) habitat uygunluğunun modellenmesi. Bilge International Journal of Science and Technology Research, 1(2), 135-142.
- Oruç, M.S. 2017. Eskişehir-Çatacık yöresinde, uydu verileri ve çevresel değişkenler kullanılarak kızılgeyik için (*Cervus elaphus* L.) habitat uygunluğunun modellenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 114s., Isparta.
- Özay, E. 2019. Eskişehir ilinde foto kapan yöntemi ile büyük memeli hayvanların tespiti ve popülasyon ekolojilerinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Bartın Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bartın.

- Özcan, A.U. ve Özkazanç, N.K. 2017. Identifying the hotspots of wildlife-vehicle collision on the Çankırı-Kırıkkale highway during summer. Turkish Journal of Zoology, 41(4), 722-730.
- Özcan, A.U. 2018. Step bölgede mammalia sınıfı yaban hayvanları ile araç çarpışmalarının modellenmesi: Kırıkkale-Çankırı karayolu örneği. Doktora Tezi. Bartın Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 119s., Bartın.
- Özcan, A.U. ve Aytaş, İ. 2020. Peyzaj direnç değişimlerinin ekolojik bağlantılar üzerine etkileri: Çankırı örneği. Bartın Orman Fakültesi Dergisi, 22(3), 979-992.
- Özcan, A.U. and Erzin, P.E. 2020. Assessment of GIS-assisted movement patches using lcp for local species: North Central Anatolia Region, Turkey. CERNE, 26(1), 130-139.
- Özcan, A.U. 2021a. Karaca'nın (*Capreolus capreolus* L. 1758) yeni bir dağılım alanı: Karagüney Dağları, Kırıkkale. Turkish Journal of Forestry, 22(3), 323-330.
- Özcan, A.U. 2021b. Ekolojik köprülerin potansiyel yer seçimleri: İzmir-Çeşme Otoyolu örneği. Uluslararası Tarım ve Yaban Hayatı Bilimleri Dergisi, 7(1), 146-156.
- Özcan, A.U., Gülçin, D., Arpa, N.Y. and Çiçek, K. 2022a. Connecting protected areas in the North Mesopotamian steppes: can this ensure the survival of the Arabian Sand Gazelle (*Gazella marica*)?. Zoology in the Middle East, 68(3), 198-211.
- Özcan, A.U., Kutlutürk, M.M. and Kuter, S. 2022b. Modelling of road-kill hotspots in steppe landscape in Turkey. Landscape and Ecological Engineering, 18(4), 441-449.
- Özkazanç, N.K. 2012. Sökü Yaban Hayatı Koruma Alanı'nda tespit edilen büyük memeli hayvanlar. Bartın Orman Fakültesi Dergisi, 14(21), 92-99.
- Özü, D., Tufanoğlu, G.C. ve Zeydanlı, U. 2019. Biyolojik Çeşitliliğin Ormancılığa Entegrasyonu-Uygulamacının Rehberi. Ankara, Doğa Koruma Merkezi, 306s.
- Pays, O., Fortin, D., Gassani, J. and Duchesne, J. 2012. Group dynamics and landscape features constrain the exploration of herds in fusion-fission societies: the case of European roe deer. PLoS One, 7(3), e34678.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Townsend Peterson, A. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography, 34(1), 102-117.
- Pépin, D., Adrados, C., Mann, C. and Janeau, G. 2004. Assessing real daily distance traveled by ungulates using differential GPS locations. Journal of Mammalogy, 85(4), 774-780.

- Pépin, D., Adrados, C., Janeau, G., Joachim, J. and Mann, C. 2008. Individual variation in migratory and exploratory movements and habitat use by adult red deer (*Cervus elaphus* L.) in a mountainous temperate forest. *Ecological Research*, 23(6), 1005-1013.
- Pételis, K., Brazaitis, G. and Žalkauskas, R. 2009. Some aspects of evaluation the influence of region and forest level landscape structure on the Moose (*Alces alces* L.) and Red Deer (*Cervus elaphus* L.) distribution. *Rural Development*, 180.
- Peterson, R.O. 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*. University of Washington Press, pp. 105-117, Seattle, USA.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S.J. and Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E. and Blair, M.E. 2017. Opening the black box: An open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893.
- Polechová, J. and Storch, D. 2008. Ecological niche. *Encyclopedia of Ecology*, 2, 1088-1097.
- Pratumchart, K., Suwannatrai, K., Sereewong, C., Thinkhamrop, K., Chaiyos, J., Boonmars, T. and Suwannatrai, A.T. 2019. Ecological Niche Model based on Maximum Entropy for mapping distribution of *Bithynia siamensis goniomphalos*, first intermediate host snail of *Opisthorchis viverrini* in Thailand. *Acta tropica*, 193, 183-191.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology*, 43(2), 185-215.
- Psaralexi, M., Lazarina, M., Mertzanis, Y., Michaelidou, D.E. and Sgardelis, S. 2022. Exploring 15 years of brown bear (*Ursus arctos*)-vehicle collisions in northwestern Greece. *Nature Conservation*, 47, 105-119.
- Ramp, D., Wilson, V.K. and Croft, D.B. 2006. Assessing the impacts of roads in periurban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 129, 348-359.
- Ray, J., Redford, K.H., Steneck, R. and Berger, J. (Eds.). 2013. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press.

- Riga, F., Mandas, L., Putzu, N. and Murgia, A. 2022. Reintroductions of the corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*): Conservation projects and sanitary risk. *Animals*, 12(8), 980.
- Riley, S.J., DeGloria, S.D. and Elliot, R. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *intermountain Journal of sciences*, 5(1-4), 23-27.
- Riley, S.P., Pollinger, J.P., Sauvajot, R.M., York, E.C., Bromley, C., Fuller, T.K. and Wayne, R.K. 2006. FASTTRACK: a southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Mol. Ecol.*, 15, 1733-1741.
- Rivrud, I.M., Bischof, R., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., Loe, L.E. and Myrsetrud, A. 2016. Leave before it's too late: anthropogenic and environmental triggers of autumn migration in a hunted ungulate population. *Ecology*, 97(4), 1058-1068.
- Roberge, J.M. and Angelstam, P.E.R. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, 18(1), 76-85.
- Robinson, N.M., Scheele, B.C., Legge, S., Southwell, D.M., Carter, O., Lintermans, M., ... and Lindenmayer, D.B. 2018. How to ensure threatened species monitoring leads to threatened species conservation. *Ecological Management & Restoration*, 19(3), 222-229.
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J.A., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlahan, J., van der Ree, R. and van der Grift, E.A. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS ONE*, 11, e0166941.
- Salvatori, M., Oberosler, V., Rinaldi, M., Franceschini, A., Truschi, S., Pedrini, P. and Rovero, F. 2023. Crowded mountains: Long-term effects of human outdoor recreation on a community of wild mammals monitored with systematic camera trapping. *Ambio*, 52, 1085-1097. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01825-w>.
- Saura, S. and Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental modelling & software*, 24(1), 135-139.
- Saura, S., Vogt, P., Velázquez, J., Hernando, A. and Tejera, R. 2011. Key Structural Forest Connectors can be Identified by Combining Landscape Spatial Pattern and Network Analyses. *Forest Ecology and Management*, 262(2), 150-160.
- Saura, S., Bodin, Ö. and Fortin, M.J. 2014. Editor's Choice: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>.
- Savvantoglou, A. 2022. Survey Tools to Predict and Monitor the Presence of Brown Bears (*Ursus arctos*) in Greece: A Case Study Integrating Spatial Analysis and Invertebrate-derived DNA. PhD. Thesis. University of the West of England, UK.

- Sawaya, M.A., Ramsey, A.B. and Ramsey, P.W. 2017. American black bear thermoregulation at natural and artificial water sources. *Ursus*, 27(2), 129-135. <https://doi.org/10.2192/URSU-D-16-00010.1>.
- Schaffer-Smith, D., Swenson, J.J. and Boveda-Penalba, A.J. 2016. Rapid conservation assessment for endangered species using habitat connectivity models. *Environmental conservation*, 43(3), 221-230.
- Schwartz, C.C., Haroldson, M.A., G.C., Cherry, S., Keating, K.A., Moody, D. and Servheen, C. 2006. Temporal, spatial, and environmental influences on the demographics of grizzly bears in the greater Yellowstone Ecosystem. *Wildlife Monographs*, 161(1).
- Sepp, K., Jagomagi, J., Kaasik, A., Gulbinas, Z., and Nikodemus, O. 2001. Methodology of Designation of National Ecological Networks in the Baltic Countries, K. Sepp and A. Kaasik (eds.), Development of National Ecological Networks in the Baltic Countries in the Framework of the Pan European Ecological Network, IUCN Office for Central Europe, Poland, 183p.
- Sepp, K., Jagomägi, J., Kaasik, A., Gulbinas, Z. and Nikodemus, O. 2002. National Ecological Networks in the Baltic Countries. In *The NEBI YEARBOOK 2001/2002: North European and Baltic Sea Integration* (pp. 103-121). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Shah, V.B. and McRae, B.H. 2008. Circuitscape: a tool for landscape ecology. In *Proceedings of the 7th Python in Science Conference* (Vol. 7, pp. 62-66). Pasadena, California: SciPy.
- Shcheglovitova, M. and Anderson, R.P. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17.
- Shokri, S., Jafari, A., Rabei, K., Hadipour, E., Alinejad, H., Zeppenfeld, T., ... and Soofi, M. 2021. Conserving populations at the edge of their geographic range: The endangered Caspian red deer (*Cervus elaphus maral*) across protected areas of Iran. *Biodiversity and Conservation*, 30, 85-105.
- Smith, D.J., Van Der Ree, R. and Rosell, C. 2015. Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or maintain wildlife connectivity across roads. *Handbook of road ecology*, 172-183.
- Smith, J.A., Duane, T.P. and Wilmsers, C.C. 2019. Moving through the matrix: Promoting permeability for large carnivores in a human-dominated landscape. *Landscape and Urban Planning*, 183, 50-58.
- Soille, P. and Vogt, P. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern recognition letters*, 30(4), 456-459. DOI: 10.1016/j.patrec.2008.10.015.

- Soille, P. and Vogt, P. 2022. Morphological spatial pattern analysis: open source release. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XLVIII-4/W1-2022 Free and Open Source Software for Geospatial (FOSS4G) 2022 – Academic Track, 22–28 August 2022, Florence, Italy. pp. 427-433, DOI: 10.5194/isprs-archives-XLVIII-4-W1-2022-427-2022.
- Soule, M.E. 1991. Theory and Strategy, In J. M Scott, Soulé, M. E., Csuti, B., Hay, K., Harris, L., Cutler, R., ... and F. Pace (Eds.), Landscape Linkages and Biodiversity. Island Press.
- Soyumert, A. 2010. Kuzeybatı Anadolu ormanlarında fotokapan yöntemiyle büyük memeli türlerinin tespiti ve ekolojik özelliklerinin belirlenmesi. Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 157s., Ankara.
- Spencer, W., Brice, J., DiPietro, D., Gallo, J., Reilly, M. and Rusigian-Romsos, H. 2019. Habitat connectivity for fishers and martens in the Klamath Basin Region of California and Oregon. Conservation Biology Institute. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.8411909>.
- Staines, B.W., Langbein, J. and Burkitt, T.D. 2008. Red deer *Cervus elaphus*. In: Harris S, Yalden DW (eds) Mammals of the British Isles: handbook, 4th edn. The Mammal Society, Southampton, pp 573-587.
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Burton, C., Whittington, J., Heim, N., Fisher, J.T., ... and Musiani, M. 2023. Testing umbrella species and food-web properties of large carnivores in the Rocky Mountains. Biological Conservation, 278, 109888.
- Stem, C., Margoluis, R., Salafsky, N. and Brown, M. 2005. Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. Conservation biology, 19(2), 295-309.
- Stephens, D.W., Brown, J.S. and Ydenberg, R.C. 2007. Foraging: Behavior and Ecology. University of Chicago Press, London.
- Stevens, S. and Gibeau, M. 2005. Home range analysis. Biology, demography, ecology and management of Grizzly Bears in and around Banff national Park and Kananaskis Country: the final report of the eastern Slopes Grizzly Bear Project. Edited by S. Herrero. Faculty of environmental Design, university of Calgary, Calgary, Alberta, Canada, 144-152.
- Sun, Y., Yu, Y., Guo, J. and Zhang, M. 2020. The winter habitat selection of red deer (*Cervus elaphus*) based on a multi-scale model. Animals, 10, 2454.
- Suter, W., Graf, R.F. and Hess, R. 2002. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. Conservation Biology, 16, 778-788.

- Süel, H. 2019. Brown bear (*Ursus arctos*) habitat suitability modelling and mapping. *Applied Ecology & Environmental Research*, 17(2).
- Süel, H. ve Ercan, M. 2019. Akdağ (Afyon) yöresinde kızılgeyik (*Cervus elaphus* L.)'in habitat tercihleri. *Bilge International Journal of Science and Technology Research*, 3(2), 201-212.
- Swenson, J.E., Sandergrén, F. and Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67, 819-827.
- Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293.
- Szemethy, L., Heltai, M., Mátrai, K. and Pető Z. 1998. Home ranges and habitat selection of red deer (*Cervus elaphus*) on a lowland area. *Gibier Fauna Sauvage*, 15, 607-615.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>.
- Tekin, S. 2019. Akdağ (Simav) yöresinde bazı memeli yaban hayvanlarının dağılımında çevresel faktörlerin etkisi. Yüksek Lisans Tezi. Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Isparta.
- Telesco, R.L., Manen, F.T.V., Clark, J.D. and Cartwright, M.E. 2007. Identifying sites for elk restoration in Arkansas. *Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1393-1403.
- Tezel, D. 2018. Kaş-Kekova (Antalya) bölgesi flora ve fauna duyarlılığı üzerine ekolojik koridorların mekansal veri analizi ile belirlenmesi. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- TGDB. 2023. Trafik Kazaları Özeti. Karayolları Genel Müdürlüğü Trafik Güvenliği Dairesi Başkanlığı Raporu, Ankara. WEB Sitesi: <https://www.kgm.gov.tr/SiteCollectionDocuments/KGMdocuments/Trafik/TrafikKazalariOzeti2022Genel.pdf>. Erişim Tarihi: 12.01.2023.
- Thapalia, K. 2008. Analysis of factors related to the distribution of red deer (*Cervus elaphus* L.) in Hustai National Park, Mongolia. M.Sc. Thesis, International Institute For Geo-Information Science And Earth Observation. 50 pp., Mongolia.
- Thomas, J.W. 1979. Wildlife habitats in managed forests: The Blue Mountains of Oregon a Washington. U.S.D.A., Forest Service Handbook 553, Washington, D.C.
- Thomas, C.D. 1991. Ecological Corridors: An Assessment. Science & research series, 0113-3713, no. 34, Head Office, Dept. of Conservation, 44 p., ISBN 0-478-01289-6, Wellington, N.Z.

- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T. and Prentice, I.C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102, 8245-8250.
- Tobgay, S. 2019. Study potential habitat distribution of Red panda *Ailurus f. fulgens* and their connectivity in Sakteng Wildlife Sanctuary using MaxENT and Linkage Mapper. MSc. Thesis, Naresuan University, Bhutan.
- Torres, R.T., Virgós, E., Panzacchi, M., Linnell, J.D. and Fonseca, C. 2012. Life at the edge: Roe deer occurrence at the opposite ends of their geographical distribution, Norway and Portugal. *Mammalian Biology*, 77(2), 140-146.
- Toyran, K. 2018. Noteworthy record of *Panthera pardus* in Turkey (Carnivora: Felidae). *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(11), 7348-7353.
- Töke, M. 2023. Bozayı (*Ursus arctos*) ve Kurt (*Canis lupus*)’un Sakarya’daki popülasyonlarının aktivite örüntüsü ve habitat kullanımı. Yüksek Lisans Tezi. İ.Ü., Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Tremblay, M.A. 2001. Modeling and management of potential movement for elk (*Cervus elaphus*), bighorn sheep (*Ovis canadensis*) and grizzly bear (*Ursus arctos*) in the Radium Hot Springs S area, British Columbia. UC Davis: Road Ecology Center. Retrieved from <https://escholarship.org/uc/item/1vt0p0h8>.
- Tsahar, E., Izhaki, I., Lev-Yadun, S. and Bar-Oz, G. 2009. Distribution and extinction of ungulates during the Holocene of the southern Levant. *PLoS One*, 4(4), e5316.
- Tucker, M.A., Böhnig-Gaese, K., Fagan, W.F., Fryxell, J.M., Van Moorter, B., ... and Mueller, T. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466-469. <https://doi.org/10.1126/science.aam9712>.
- Turan, N. 1984. Türkiye’nin Av ve Yaban Hayvanları, Memeliler. Ogun Kardeşler Matbaacılık Sanayi, 178s, Ankara.
- TÜİK. 2006. Türkiye İstatistik Kurumu 2004 Yılı Trafik Kaza İstatistikleri. Türkiye İstatistik Kurumu Yayınları, Yayın No: 3019, 105s., Ankara. ISBN-ISSN: 9751938724.
- TÜİK. 2023. Türkiye İstatistik Kurumu. WEB Sitesi: <http://tuik.gov.tr>. Erişim Tarihi: 09.07.2020.
- UBÇV. 2023. Nuh'un Gemisi, Ulusal Biyolojik Çeşitlilik Veritabanı. Tarım ve Orman Bakanlığı Bilgi Teknolojileri Genel Müdürlüğü. WEB Sitesi: <https://nuhungemisi.tarimorman.gov.tr/public/istatistik>. Erişim Tarihi: 01.03.2022.
- Uçarlı, Y. 2011. Usability of large carnivore as a keystone species in Eastern Black Sea Region, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 10(11), 2032-2036.

- Ulutürk, S. ve Yürümez, G. 2019. Ankara-Beyşehir Sekli ve Hırkatepe köylerinde kızılgeyikler (*Cervus elaphus*, Linnaeus 1758) üzerine gözlemler. Bartın Orman Fakültesi Dergisi, 21(1), 221-226.
- USGS. 2012. MODIS vegetation indices (VI) 16-day products (mod13q1). [online]. Available <http://e4ftl01.cr.usgs.gov/MOLT/MOD13Q1.061/> [Accessed 2023].
- Uzun, G. 2023. Büyük Memeli Yaban Hayvanlarının Yakın Habitatlar Arasında Kullandığı Dispersal Koridorlarının Coğrafi Bilgi Sistemleri Kullanılarak Tespit Edilmesi: Daday ve Azdavay Ormanları Örneği. Yüksek Lisans Tezi. Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 160s., Kastamonu.
- Vanthomme, H.P., Nzamba, B.S., Alonso, A. and Todd, A.F. 2019. Empirical selection between least-cost and current-flow designs for establishing wildlife corridors in Gabon. Conservation Biology, 33(2), 329-338.
- Vogt, P., Riitters, K.H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J. and Soille, P. 2007a. Mapping landscape corridors. Ecological Indicators, 7, 481-488.
- Vogt, P., Riitters, K.H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T.G. and Wickham, J.D. 2007b. Mapping spatial patterns with morphological image processing. Landscape Ecology, 22, 171-177.
- Vos, C.C., Baveco, H. and Grashof-Bokdam, C.J. 2002. Corridors and species dispersal. In Applying landscape ecology in biological conservation (pp. 84-104). New York, NY: Springer New York.
- Walden-Schreiner, C., Leung, Y.F., Kuhn, T., Newburger, T. and Tsai, W.L. 2017. Environmental and managerial factors associated with pack stock distribution in high elevation meadows: Case study from Yosemite National Park. Journal of environmental management, 193, 52-63.
- Wallis de Vries, M.F. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. Conservation Biology, 9, 25-33.
- Wang, Y., Xie, B., Wan, F., Xiao, Q. and Dai, L. 2007. Application of ROC curve analysis in evaluating the performance of alien species' potential distribution models. Biodiversity Science, 15(4), 365.
- Wang, F., McShea, W.J., Li, S. and Wang, D. 2018. Does one size fit all? A multispecies approach to regional landscape corridor planning. Diversity and Distributions, 24(3), 415-425.
- Wang, F., Zhao, Q., McShea, W.J., Songer, M., Huang, Q., Zhang, X. and Zhou, L. 2018. Incorporating biotic interactions reveals potential climate tolerance of giant pandas. Conservation Letters, 11(6), e12592. <https://doi.org/10.1111/conl.12592>.

- Wang, Y., Qu, Z., Zhong, Q., Zhang, Q., Zhang, L., Zhang, R., ... and Liu, J. 2022. Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. *Ecological Indicators*, 142, 109258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109258>.
- Wang, Z., Xu, D., Liao, W., Xu, Y. and Zhuo, Z. 2023. Predicting the Current and Future Distributions of *Frankliniella occidentalis* (Pergande) Based on the MaxEnt Species Distribution Model. *Insects*, 14(5), 458.
- Warren, D.L., Glor, R.E. and Turelli, M. 2010. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 33(3), 607-611.
- Warren, D.L. and Seifert, S.N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological applications*, 21(2), 335-342.
- Watson, D.M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29, 823-834.
- Weber, T., Sloan, A. and Wolf, J. 2006. Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a Comprehensive Approach to Land Conservation, Landscape and Urban Planning, 77, 94-110.
- Weiss, F., Michler, F.U., Gillich, B., Tillmann, J., Ciuti, S., Heurich, M. and Rieger, S. 2022. Displacement effects of conservation grazing on red deer (*Cervus elaphus*) spatial behaviour. *Environmental Management*, 70(5), 763-779.
- WHCWG. 2010. Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis. Washington Departments of Fish and Wildlife, and Transportation, Olympia, WA. Available at: <https://www.waconnected.org>.
- Wilcove, D.S., McLellan, CH. and Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone, in *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity* (ed. M.E. Soulé), Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 237-256.
- Wilcox, B.A. 1984. In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. Pages 639 – 647 in J. A. McNeely and K. R. Miller, editors. *National parks, conservation and development: the role of protected areas in sustaining society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Wilson, E.O. and Willis, E.O. 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.
- Wilson, K.A., Evans, M.C., Di Marco, M., ... and Rondinini, C. 2011. Prioritizing conservation investments for mammal species globally. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2670-2680.

- Worboys, G.L., Francis, W.L. and Lockwood, M.J., 2010. Connectivity conservation management. a global guide (with particular reference to mountain connectivity conservation). Earthscan, London.
- Wu, W., Li, Y. and Hu, Y. 2016. Simulation of potential habitat overlap between red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in northeastern China. PeerJ, 4, e1756.
- Yi, Y., Shi, M., Liu, J., Zhang, C., Yi, X., Li, S., ... and Lin, L. 2022. Spatial distribution of precise suitability of plantation: A case study of main coniferous forests in Hubei Province, China. Land, 11(5), 690.
- Yücel, F. 2019. Bitlis ili Nemrut Kalderası Tabiat Anıtı'ndaki bozayı (*Ursus Arctos*)'nın besin analizi. Yüksek Lisans Tezi. Bitlis Eren Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bitlis.
- Zarzo-Arias, A., Delgado, M.D.M., Ordiz, A., García Díaz, J., Cañedo, D., Gonz'alez, M.A., Romo, C., ... and Penteriani, V. 2018. Brown bear behavior in human modified landscapes: the case of the endangered Cantabrian population, NW Spain. Glob. Ecol. Conserv. 16, e00499 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00499>.
- Zedrosser, A., Steyaert, S.M., Gossow, H. and Swenson, J.E. 2011. Brown bear conservation and the ghost of persecution past. Biological Conservation, 144(9), 2163-2170.
- Zeller, K.A., McGarigal, K. and Whiteley, A.R. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. Landscape Ecology, 27, 777-797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>.
- Zeybek, O., Keser, A. ve Yıldırım, Y. 2021. Hayvan hakları ve yaban hayatı geçitleri. Akademia Doğa ve İnsan Bilimleri Dergisi, 7(1), 84-104.
- Zeydanlı, U. ve Özüt, D. (ed.) 2019. Biyolojik Çeşitliliğin Ormancılığa Entegrasyonu-Plancının Rehberi. Doğa Koruma Merkezi, 173s., Ankara.
- Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife Biology, 13(4), 406-416.
- Zlatanova, D., Popova, E., Ahmed, A., Stepanov, I., Andreev, R. and Genov, P. 2019. Red deer on the move: home range size and mobility in Bulgaria. Ecologica Montenegrina, 23, 47-59.