

To Cite This Article: Örucü, Ö. K. & Arslan, E. S. (2020). Analysis of the border change in Beyşehir Lake and Kızıldağ National Parks in terms of land cover and land use. *International Journal of Geography and Geography Education (IGGE)*, 41, 292-318.

Submitted: December 01, 2019

Revised: December 23, 2019

Accepted: January 03, 2020

ANALYSIS OF THE BORDER CHANGE IN BEYŞEHİR LAKE AND KIZILDAĞ NATIONAL PARKS IN TERMS OF LAND COVER AND LAND USE

Beyşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı Sınır Değişikliğinin Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı Açısından Analizi

Ömer K. ÖRÜCÜ¹

E. Seda ARSLAN²

Öz

Arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişiminin analizi, farklı mekânsal -zamansal ölçeklerdeki bölgesel ve küresel değişimi değerlendirmek için önemli bir araç olarak kabul edilmektedir. Özellikle son yıllarda arazi örtüsü ve arazi kullanımı hakkında hızlı ve doğru bilgiler elde etmek ve bilgi akışını verimli bir şekilde sağlamak için uzaktan algılama ve coğrafi bilgi sistemleri sıklıkla kullanılmaktadır. Bu çalışmanın amacı Kızıldağ ve Beyşehir Gölü Milli Parkı'nın 2018 yılında yapılan sınır değişikliği sonucunda oluşan arazi kullanımı ve arazi örtüsündeki değişimleri ortaya koymaktır. Bu amaçla Kızıldağ ve Beyşehir Gölü Milli Parkı'nın 1990, 2000 ve 2018 yıllarında elde edilen Landsat TM ve Landsat 8 Oli/TIRS görüntüleri ile CORINE verileri QGIS 3.10.0 yazılımında işlenmiş ve analiz edilmiştir. Çalışmanın sonucunda doğal kaynak değerleri açısından çok zengin olan Kızıldağ ve Beyşehir Gölü Milli Parkı'nın önceki sınırları ile şimdiki sınırları arasında karşılaştırma yapılmış ve arazi örtüsü ve arazi kullanımındaki değişimler ortaya konmuştur. Buna göre sınır değişikliği ile alan büyüklüğü 4703.29 ha. azalarak 82184.05 ha.a düşen Beyşehir Gölü Milli Parkı'nda orman alanları artmış, tarım, mera ve yerleşim alanları azalmıştır. Kızıldağ Milli Parkı ise alan büyüklüğü bakımından 80220.25 ha.lık bir büyüklüğe ulaşmış, Yenişarbademli ilçe merkezi ile 4 köy yerleşimi sınır dışına çıkarılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Arazi Örtüsü, Değişim, Uzaktan Algılama, Beyşehir Gölü Milli Parkı, Kızıldağ Milli Parkı

Abstract

Analyses land cover and land-use change is considered an important tool for assessing regional and global change at different spatial-temporal scales. Especially in recent years, remote sensing and geographic information systems have been used frequently to obtain fast and accurate information about land cover and land use and to ensure efficient flow of information. The aim of this study is to determine the changes that happened in land use and land cover as a result of the 2018 border change of Kızıldağ and Beyşehir Lake National Parks. For this purpose, Landsat TM and Landsat 8 Oli/TIRS images and CORINE data of Kızıldağ and Beyşehir Lake National Parks obtained in 1990, 2000, and 2018 were processed and analyzed in QGIS 3.10.0 software. As a result of the study, a comparison was made between the previous borders of Kızıldağ National Park and Beyşehir Lake National Park, which have fairly high natural resource values, and the changes in land cover and land use were revealed. According to this, the size of the area decreased by 4703.29 hectares to 82184.05 hectares in the Beyşehir Lake National Park, forest areas increased, and agriculture, pasture, and settlement areas decreased. Kızıldağ National Park reached an area of 80220.25 hectares, and Yenişarbademli district center and 4 villages were taken out of the border.

Keywords: Land cover, Change, Remote Sensing, Beyşehir Lake National Park, Kızıldağ National Park

¹ **Corresponding to:** Assist. Prof., Süleyman Demirel Üniversitesi Mimarlık Fakültesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü., <https://orcid.org/0000-0002-2162-7553>, omerorucu@sdu.edu.tr

² Assist. Prof., Süleyman Demirel Üniversitesi Mimarlık Fakültesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü., <https://orcid.org/0000-0003-1592-518.0>, sedaarslan@sdu.edu.tr

GİRİŞ

Çevremizdeki doğal ve kültürel etkenler arasında dinamik etkileşimin sonucu olarak peyzajlar değişime uğramaktadır ve uğrayacaktır. Doğal ve kültürel peyzajlar mekânsal yapısını ve kullanımını değişen toplumsal taleplere daha iyi adapte edebilmek için yeniden yapılandırmaktadır. Günümüzde bu değişim çoğunlukla olumsuz olarak algılanmakta ve peyzajların karakteristik özellikleri olarak kabul edilen çeşitlilik, tutarlılık ve kimlik kaybına neden olduğu düşünülmektedir (Antrop, 2005).

Korunan alanlar da peyzajların karakteristik özelliklerinin belirgin olarak gözlemlenebildiği ve Dünya Doğayı Koruma Birliği (IUCN) tarafından sahip olduğu ekosistemler ve kültürel değerlerle doğada uzun bir zaman diliminde korunması için belirlenen, ayrılan ve yasalarla ya da geçerli uygulamalarla birlikte yönetilen coğrafi alanlar olarak tanımlanmaktadır (Güneş, 2011). Korunan alanlar, biyolojik çeşitliliğin korunması için temel bir koruma stratejisi olarak kabul edilmiştir. Koruma biyolojisinin hedefleri hakkındaki çeşitli tartışmalara rağmen (Hunter Jr, Redford, ve Lindenmayer, 2014; Kareiva ve Marvier, 2012; Soulé, 2014), bu alanlar karbon tutumu, havza koruması ve yaban hayatı habitatu dahil önemli çevresel faydalar sağladıkları için korumanın temel taşı olarak görülmeye devam etmektedir (Mace, 2014; Sims, 2010; Willis, 2015).

Başta milli parklar olmak üzere korunan alanların tümü, değişen arazi örtüsü tipleri ve alan sınırları içinde ve yakın çevresinde peyzaj koşullarının değişkenliği nedeniyle kritik yönetim zorluklarıyla karşı karşıyadır (Alkan ve Ersin, 2018). Kentsel yayılım, tarımsal amaçlı orman alanlarının açılması, turizm ve rekreasyon faaliyetleri doğal yaşam alanları olan bu alanlara zarar verir, bitki ve hayvan türlerinin kompozisyonunu, besin döngüsünü, su akışlarını ve iklimi etkiler (Fawzi, Husna, ve Helms, 2018; Hansen ve Rotella, 2002; Yıldız, 2019). Bu tür insan kaynaklı arazi örtüsü değişimi doğal yaşam alanlarını dönüştürür ve biyolojik çeşitlilik için en önemli tehdidi oluşturur (Sala ve ark., 2000; Soulé, 1991; Wessels ve ark., 2004). Bu bağlamda arazi örtüsü ve arazi kullanımındaki değişikliğin tespiti, doğal veya antropojenik işlemlerle değiştirilmiş alanları ayırt etmek ya da simüle etmek için kullanılabilir (Jantz, Goetz, ve Jantz, 2005). Bu etkileri anlamak, ekosistem fonksiyonundaki ilgili değişiklikleri ölçmek değişimin zamansal eğilimlerini belirlemek, sadece ne kadar değiştiği değil aynı zamanda nerede ve ne zaman değiştiğini tespit etmek; bu alanların sahip olduğu kritik öneme sahip doğal kaynak değerleri ile ekosistemleri üzerindeki baskıları önlemeye yardımcı olabilmektedir (Bozkaya ve ark., 2015; Wilkinson, 2003).

Arazi örtüsü değişiminin tespitinde çeşitli yöntemler ve veri kaynakları kullanılmaktadır. Bunlardan biri olan uzaktan algılama, kültürel ve doğal kaynakları haritalamak ve karakterize etmek için etkili olan kanıtlanmış bir teknolojidir (Campbell ve Wynne, 2011; Çoban, Koç, ve Eker, 2010; Kennedy ve ark., 2012; Şenol, 2019; Welch, Madden, ve Jordan, 2002). Bu teknoloji peyzajın biyofiziksel özelliklerinin gözlemlenmesine ve ölçülmesine, zaman içindeki arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişikliklerinin izlenmesine olanak sağlar (Ünlü, 1997; Wang ve Moskovits, 2001; Yavuz ve Vatandaşlar, 2018). Bununla birlikte hâlihazırda habitatın parçalanması ve bağlanması bireysel türlere odaklanan çalışmalar (Gottschalk, Huettmann, ve Ehlers, 2005), peyzaj geçirgenliği gibi değişime dayalı yöntemler dışındaki birçok izleme uygulamasında uzaktan algılama teknolojisi kullanılmaktadır (Ohse ve ark., 2009; Theobald ve ark., 2012; Willis, 2015). Değişim tespiti, bir nesnenin veya fenomenin durumundaki farklılıkları, farklı zamanlarda gözlemleyerek tanımlamak için kullanılan prosedürdür (Singh, 1989). Korunan alanların izlenmesinde, bu yöntem genellikle “peyzaj dinamiklerini” veya alandaki değişiklikleri ve ekolojik sistemlerin dağılımını izlemek için kullanılır (Wang ve ark., 2009).

Avrupa Çevre Ajansı'nın oluşturduğu bir veri tabanı olan CORINE (Coordination of Information on the Environment) arazi örtüsü (CLC), Avrupa Birliği (AB) üye ülkeleri ve ortak ülkelerin tümü için 1: 100.000 ölçeğe bir arazi örtüsü haritasıdır. Proje Avrupa Birliği Komisyonu tarafından 1985 yılında başlatılmış, 1990 yılına kadar komisyon tarafından yürütülmüş ve bu süre zarfında bir çevre bilgi sistemi oluşturulmuştur. Söz konusu sistemin terminolojisi ve metodolojisi geliştirilerek Avrupa Birliği düzeyinde kabul edilmiştir. CORINE arazi örtüsü haritalarının üretilmesi sürecine ilişkin detaylı bilgiler Buttner ve ark. (2000), Çivi ve ark. (2009); de Lima (2005); Feranec ve ark. (2007) tarafından yapılan çalışmalarda yer almaktadır. CORINE arazi örtüsü Avrupa peyzajlarında 1985-2018 arası dönemde meydana gelen değişimler hakkında en eksiksiz ve tutarlı kartografik bilgi kaynağıdır.

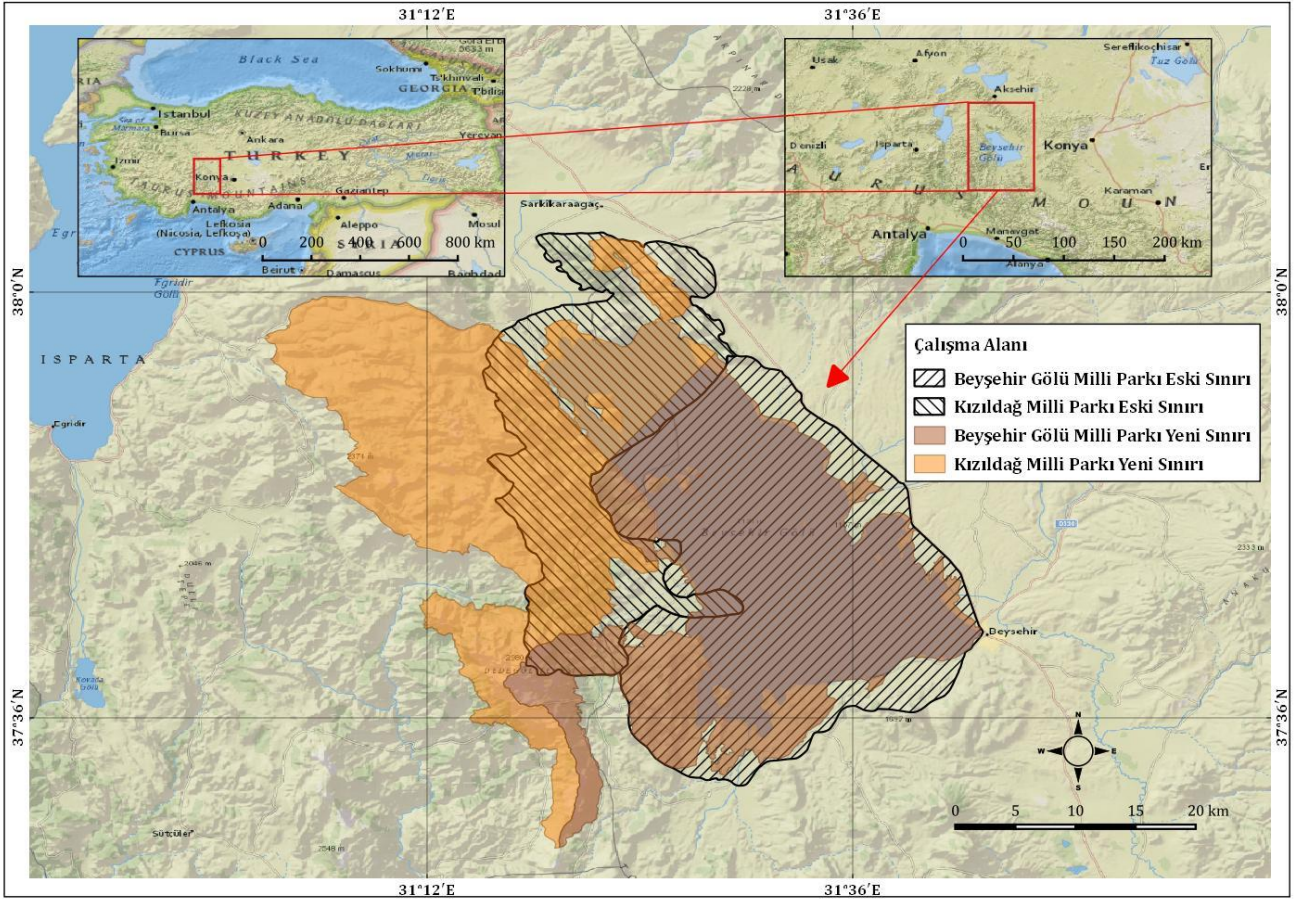
Yukarıda açıklanan bilgiler ışığında bu çalışmanın amacı, ülkemizdeki korunan alanlar içinde en büyük tatlı su gölünü de barındıran ve aynı adı taşıyan Beyşehir Gölü Milli Parkı ile ortak sınır çizgisine sahip Kızıldağ Milli Parkı'ndaki 2018 yılında yapılan sınır değişimi ile birlikte milli parklarda ve yakın çevresinde gerçekleşen 1990 – 2000 – 2018 yılları arasında arazi örtüsü ve arazi kullanımındaki değişimlerin uzaktan algılama yöntemleri ve CORINE metodolojisi ile tespiti ve analiz edilmesidir. Çalışmanın ana amacı ışığında çalışma alanı içerisinde peyzaj dinamiklerinin değişimini belirlemek, ekolojik sistemlerin arazi örtüsünde dağılımını izlemek ve sınır değişiminin etki edebileceği doğal ve antropojenik kaynaklı değişimleri tespit etmek hedeflenmektedir. Bu çalışmanın korunan coğrafi alanların antropojenik baskılar neticesinde uğradığı olumlu ve olumsuz değişimlerin belirlenmesi için uzaktan algılama teknolojilerinin kullanımını önermesi ve

sosyal-kültürel etkileri mekânsal olarak sayısal verilerle ortaya koyması bakımından bilime katkı sağladığı düşünülmektedir.

MATERYAL VE YÖNTEM

Materyal

Çalışmanın ana materyalini Türkiye'nin en büyük milli parklarından ikisi olan ve birbirileri ile kesişen sınırlarda konumlanan Beyşehir Gölü Milli Parkı ile Kızıldağ Milli Parkı oluşturmaktadır (Şekil 1).



Şekil 1: Çalışma Alanının Coğrafi Konumu

Beyşehir Gölü Milli Parkı; konum olarak Konya İli'nin güneybatısında aynı adı taşıyan Beyşehir Gölü'nün Güney kısmını kapsayan alansal büyüklük açısından Türkiye'nin en büyük ikinci milli parkıdır. 37°34' -38°00' Kuzey Enlemleri 31°18' – 31°43' doğu boylamlarında yer alan milli park Konya'ya 94 km, Isparta'ya 105 km uzaklıktadır. 11 Ocak 1993 tarihinde milli park olarak ilan edilmiştir (Güngör ve Arslan, 2003).

Kızıldağ Milli Parkı; konum olarak 37°40' -38°03' Kuzey Enlemleri 31°15' – 31°30' doğu boylamlarında bulunan milli park Isparta il sınırları içinde Yenişarbademli ile Şarkikaraağaç ilçe sınırları arasında konumlanmaktadır. İlk olarak 09.05.1969 tarihinde 2.316 ha.lık "mavi sedir ormanı" olarak bilinen alan milli park olarak ilan edilmiş daha sonra 11 Ocak 1993 tarihinde sınır değişikliği ile 55.121 ha.a çıkarılan milli parkın en önemli kaynak değerlerinden biri Kızıldağ ve Küçüksivri Tepe üzerinde yoğunlaşan bol oksijen sağlaması nedeni ile başta astım hastaları olmak üzere her yıl pek çok ziyaretçiyi bu alana çeken saf Toros Sediri ormanıdır (Akyol ve ark., 2018; Kervankıran ve Eryılmaz, 2014; Korkmaz, 2001).

Beyşehir Gölü Milli Parkı ve Kızıldağ Milli Parkı için 26 Kasım 2018 tarihinde çıkarılan "Kızıldağ Milli Parkı ile Beyşehir Gölü Milli Parkı Sınırlarının Haritalar ile Koordinat Listelerinde Gösterildiği Şekilde Değiştirilmesi Hakkında Karar (Karar Sayısı: 378)" adlı Cumhurbaşkanlığı kararnamesi ile sınırları yeniden belirlenmiştir (Anonim, 2018).

Her iki milli parkın da en önemli doğal kaynak değeri Beyşehir Gölü'dür. Ülkemizin üçüncü büyük gölü olan Beyşehir Gölü jeomorfolojik olarak; karstik arazi şekillerinden, çok sayıda düden ve dolinlerin birleşmesi sonucu oluşan polye karakterinde bir yapıya sahiptir. A sınıfı Ramsar Sulak Alanı olan göl içerisinde irili ufaklı adalar, su kuşlarının yuvalanmaları ve kuluçkalanmaları açısından önem teşkil ederler. Adalar, dalgıç türleri kuğular, karabataklar, bazı balıkçıl türleri ve ördekler için kışlama ve kuluçka alanlarıdır (Dinç ve Öztürk, 2013).

Çalışmada kullanılan diğer materyalleri ise çalışma alanı olan iki milli parka ait konumsal ve konumsal olmayan veriler oluşturmaktadır. Öncelikle milli parkların eski ve yeni sınırları kmz formatında Tarım ve Orman Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü VI. ve VIII. Bölge müdürlüklerinden temin edilmiştir. Daha sonra çalışma alanının 3 boyutlu görüntüsünü elde etmek ve eğim bakı ve yükseklik analizlerini yapmak amacıyla Global Mapper 19 programı çevrimiçi veri kaynağı vasıtasıyla yaklaşık 30x30 m (1 arc) çözünürlükteki SRTM sayısal yükseklik modeli (DEM) verisi indirilmiştir. Uydu görüntüsü olarak U.S. Geological Survey (USGS) tarafından ücretsiz kullanıma sunulan 19 Eylül 1990 ve 13 Ağustos 2000 tarihli Landsat 5 TM ile 15 Ağustos 2018 tarihli Landsat 8 OLI/TIRS görüntüleri kullanılmıştır. Her iki milli park sınırlarını kapsayan uydu görüntülerinin alınma tarihlerinin aynı döneme ve yakın tarihlere ait olmasına dikkat edilmiş ve maksimum %10 bulutluluk ayarı ile <https://earthexplorer.usgs.gov> sitesinden indirilmiştir. Değerlendirmelerde yer gerçeği verilerinin elde edilmesi için saha gözlemleri ile çalışma alanına ait HGM Küre uygulamasındaki Orthophoto görüntüleri ile 5 m çözünürlüğe sahip www.planet.com sitesinden elde edilen RapidEye Ortho Tile görüntülerinden faydalanılmıştır.

Çalışmada arazi örtüsü ve arazi kullanımı yıllara göre tespit etmek ve değişimi belirlemek için kullanılan diğer bir veri kaynağı ise Avrupa Çevre Ajansı'nın oluşturduğu CORINE arazi örtüsü (CLC) veri tabanıdır. 1990, 2000 ve 2018 yılları arazi örtüsüne ait vektörel veriler <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> adresinden temin edilmiştir.

Yöntem

Çalışmanın yöntemi 5 aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada her iki milli park sınırını içeren kmz formatındaki dosyalar shp uzantılı dosya tipine dönüştürülmüş ve WGS 84 UTM 36N koordinat sistemi atanmıştır. Bu aşamadan sonra elde edilen uydu verileri, DEM verisi ve CORINE vektörel verileri QGIS 3.10.0 toplu kesim aracı ile her iki milli park sınırını da içine alan dikdörtgen bir poligon şeklinde kesilerek koordinat sistemi WGS 84 UTM 36N olarak atanmıştır.

İkinci aşamada uydu görüntüleri ile çeşitli ön ve son işlem süreçleri gerçekleştirilmiştir. Bilindiği gibi ham veri olarak indirilen uydu görüntüleri üzerinde çalışmaya başlamadan önce geometrik ve radyometrik düzeltme gibi görüntü ön işlem süreçlerine tabi tutulması gerekir (Paolini ve ark., 2006). Geometrik düzeltme ham görüntüdeki geometrik bozulma etkilerinin giderilmesi ve görüntünün yer kontrol noktaları kullanılarak tanımlı bir coğrafi koordinat sistemine oturtulması işlemidir (Koç, 2006). Çalışmada kullanılan uydu görüntüleri GEOTIFF özellikli ve geometrik düzeltmesi veri sağlayıcı USGS tarafından yapıldığı için bu düzeltmeye gerek duyulmamış sadece altlık haritalar ve belirlenen yer kontrol noktalarına bakılarak doğruluğu test edilmiştir (Loveland ve Dwyer, 2012; Young ve ark., 2017). Radyometrik ve atmosferik düzeltmeler, bilgilerdeki düzensiz ve yanlış algılamalara neden olan güneş ışınlarının geliş açısından veya topoğrafyadan kaynaklanan gölge etkisi, bulut ve sis gibi hedefin önünde yer alan ve yeryüzüne ait veriye sağlıklı bir şekilde ulaşmayı engelleyen etki ve hataların giderilmesidir (Chander ve Markham, 2003; Schroeder ve ark., 2006). Bu çalışmada uydu görüntülerine ait digital number (DN) değerlerinin TOA (Top of atmosphere) radyans yansıma değerlerine dönüştürülmesi ve karanlık nesne çıkarma (DOS) işlemleri, görüntü dosyaları paketi ile birlikte gelen ".mtl" uzantılı bilgi dosyası kullanılarak QGIS 3.10.0 programında yarı otomatik sınıflandırma SCP (Semi-Automatic Classification) eklentisi ile gerçekleştirilmiştir (Congedo, 2013; Padró ve ark., 2017). Çalışma alanı ve yakın çevresinin vejetasyon değişiminin belirlenebilmesi amacıyla radyometrik ve atmosferik düzeltmesi yapılan bu görüntüler kullanılarak her bir yıl için normalize fark vejetasyon indeksi (NDVI) bandı oluşturulmuştur. Landsat-5 TM uydu görüntülerinin 3. Bandı kırmızı (RED) ve 4. Bandı yakın kızıl ötesi (NIR), Landsat 8 OLI/TIRS uydu görüntülerinin ise 4. Bandı kırmızı (RED) ve 5. Bandı yakın kızıl ötesi (NIR) yansımalarını içermektedir. Landsat görüntüleri 30 m x 30 m çözünürlükte veriler içerdiğinden NDVI dosyası da aynı çözünürlüğe sahiptir. Her iki uydu görüntülerinden NDVI değerini hesaplamak için;

$$NDVI=(NIR-RED)/(NIR+RED)$$

formülü kullanılmıştır (Myneni ve ark., 1995). Formülde NIR ışık spektrumun yakın kızılötesi dalga boyunu (0.851 – 0.879 µm), RED ise kırmızı bölge dalga boyunu (0.636 – 0.673 µm), NDVI (birimsiz) ise vejetasyon indeks değerini temsil etmektedir. NDVI değerleri (-1) ile (+1) arasında değişmekle birlikte yeşil bitki örtüsünün fazla olduğu alanlarda indeks değeri +1'e doğru yaklaşırken, bulutlar, su ve kar düşük (eksi) NDVI indeks değerlerine sahiptir. Çıplak toprak ve zayıf bitki örtüsü durumunda ise sifıra yakın NDVI değeri göstermektedir (Gündoğdu ve Bantchina, 2018; Hatfield, Asrar, ve

Kanemasu, 1984). Elde edilen NDVI bantları QGIS 3.10.0 programında RCA (Raster Change Analysis) eklentisi kullanılarak 1990-2000, 1990-2018 ve 2000-2018 yılları arasında bitki örtüsündeki değişimler mekânsal olarak gösterilmiştir.

Üçüncü aşamada bu gibi çalışmalarda çok iyi sonuçlar veren ve GEOTIFF formatında indirilen SRTM DEM haritası koordinat sistemi WGS 84 UTM 36N olarak atanmış, geometrik düzeltmesi altlık haritalar ve kontrol noktalarına bakılarak doğruluğu test edilmiştir (Çoban ve Eker, 2009). Sonraki aşamada QGIS 3.10.0 programındaki yüzey analiz komutları kullanılarak eğim, bakı ve yükseklik analizleri yapılmış ve eğim bakı ve yükseklik sınıflarına göre alansal dağılım hesaplanarak tablo halinde verilmiştir.

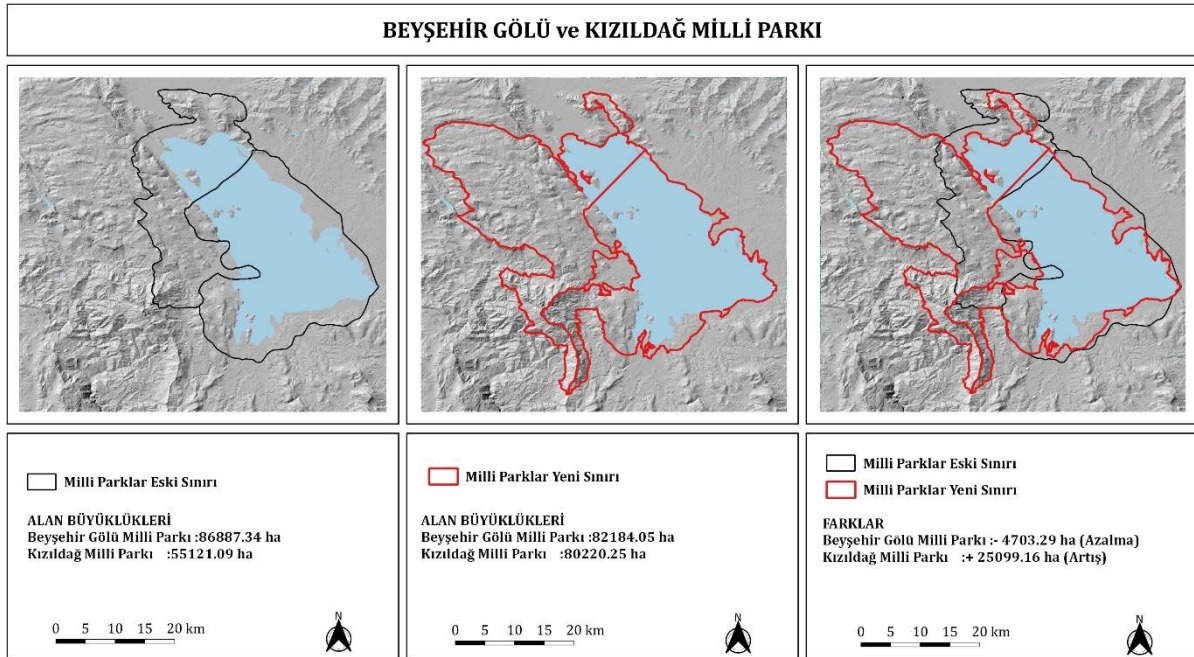
Dördüncü aşamada CORINE verileri üzerinde iş ve işlemler gerçekleştirilmiştir. Bu aşamada arazi örtüsü ve arazi kullanımında değişimlerin ortaya konulabilmesi için öncelikle CORINE arazi sınıfları incelenmiş ve çalışma alanını en iyi tanımlayan ve en uygun olan 8 ana sınıf belirlenmiştir. CORINE 1990 - 2000 – 2018 yıllarına ait veriler yerleşim alanları, tarım alanları, meralar, orman alanları, karasal bataklıklar, su yüzeyleri, çıplak alanlar ve diğer alanlar olarak yeniden kategorize edilmiştir.

Son aşamada ise her iki milli parkın eski ve yeni sınırları dikkate alınarak belirlenen arazi örtüsü ve arazi kullanım sınıflarının büyüklüğü alansal olarak hesaplanmış ve 1990 -2000 ile 2000-2018 yılları arasındaki değişimler değişim analizi (from-to) ile ortaya konulmuştur. Bu amaçla QGIS 3.10.0 programında 1990-2000 ve 2000-2018 yıllarına ait CORINE vektörel verileri kesişim (intersection) komutu kullanılarak çakıştırılmış sonrasında ise bu oluşan yeni verilerin öznetelik tablosunda alan hesapları yapılarak kategorik sınıflandırma (statistics by categories) ile sınıflar arasında değişim mekânsal ve alansal olarak ortaya konulmuştur.

BULGULAR VE TARTIŞMA

Milli Park Sınırları

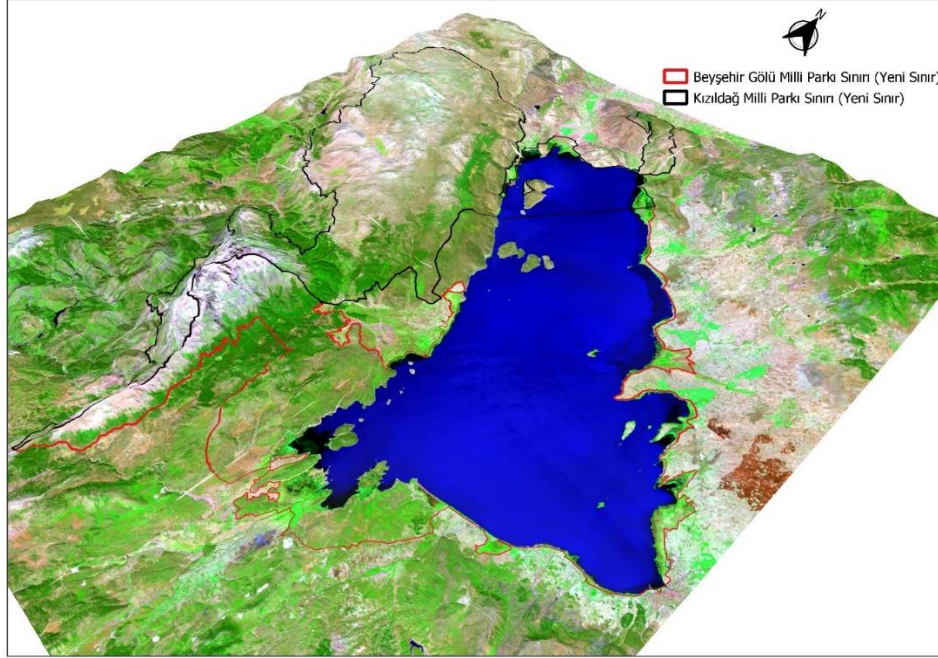
Milli park sınırlarındaki alan örtüsü ve alan kullanımı değişiminin belirlenmesi amacıyla temin edilen, dönüştürülen ve koordinat ataması yapılan “shp” uzantılı poligon tipi eski ve yeni sınır dosyalarından QGIS 3.10.0 programında geometri hesaplayıcı araçlar kullanılarak alan büyüklükleri hesaplanmıştır (Şekil 2). Bulgulara göre Beyşehir Gölü Milli Parkı eski sınırlar için alan büyüklüğü 86807.34 ha., Kızıldağ Milli Parkı eski sınırlar için 55121.09 ha.dır. Yeni sınırlara göre alan büyüklüklerine bakıldığında Beyşehir Gölü Milli Parkı 82184.05 ha. büyüklüğe, Kızıldağ Milli Parkı ise 80220.25 ha. büyüklüğe sahiptir. Bu sonuçlara göre alan büyüklüğü bakımından Beyşehir Gölü Milli Parkı 4703.29 ha. azalmış, Kızıldağ Milli Parkı ise 25099 ha. artmıştır.



Şekil 2: Milli Parklara Ait Eski-Yeni Sınırlar ve Alan Büyüklükleri

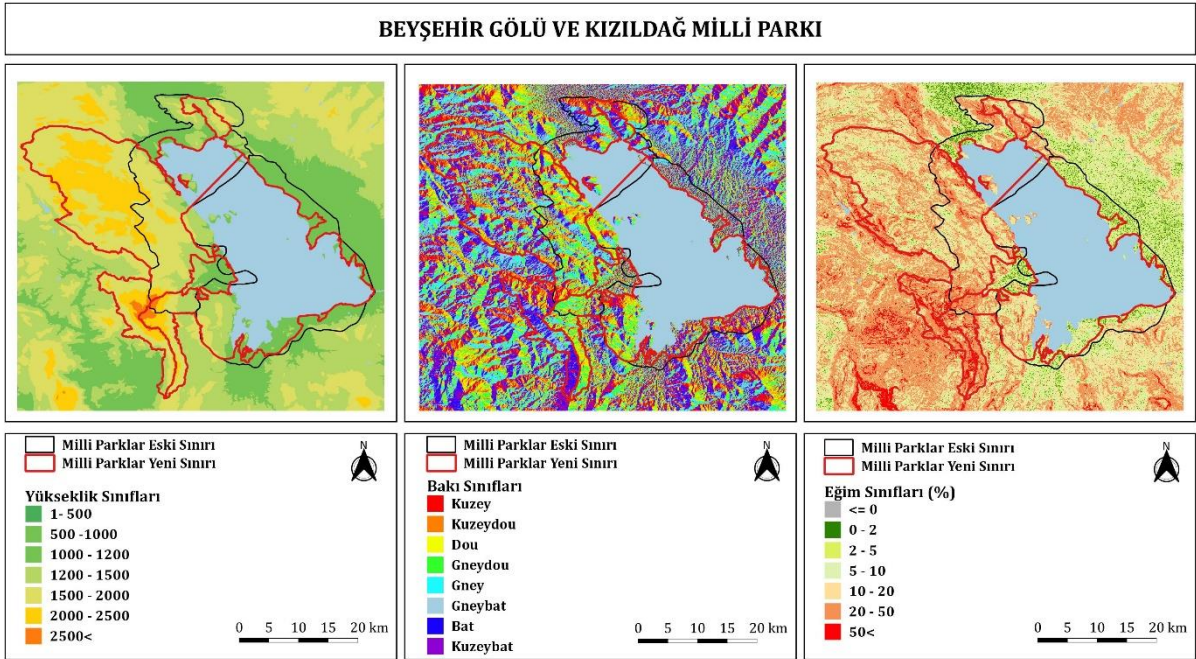
Topoğrafik Analizler

SRTM Sayısal Yükseklik modeli kullanılarak alanın 3 Boyutlu gerçeğe yakın görüntüsü oluşturulmuş ve bu görüntü Landsat 8 OLI/TIRS uydu verilerindeki 7 -4 -2 bant birleştirmesi kullanılarak oluşturulan görüntü ile kaplanmıştır. Çalışma alanı jeomorfolojik olarak güneydoğu-kuzeybatı doğrultusunda uzanan yüksek dağlarla çevrili bir havza karakterindedir. Batıda Anamas ve Dedegöl Dağları kuzeyinde ve doğusunda Sultan Dağları güneyinde ise Beyşehir Gölü ile Suğla Gölü çanaklarını birbirinden ayıran Seydişehir Dağları yer almaktadır (Şekil 3).



Şekil 3: Çalışma Alanlarının 3 Boyutlu Modeli

Çalışma alanında topoğrafik yapının daha iyi anlaşılabilmesi için eğim bakı ve yükseklik analizleri yapılmıştır (Şekil 4). Yapılan bu analizlerde deniz seviyesinden 1120 m rakıma sahip ve her iki milli park için de en önemli doğal kaynak değeri olan Beyşehir Gölü su yüzey alanı hesaplanmamıştır.



Şekil 4: Yükseklik, Bakı ve Eğim Analizleri

Beşehir Gölü Milli Parkı yükseklik sınıfları açısından değerlendirildiğinde, deniz seviyesinden ortalama yüksekliğin 1222 m, en düşük noktanın 1094 m en yüksek noktanın ise 2986 m (Dedegöl Dağı) rakıma sahip olduğu görülmektedir. Sınır değişikliğinin yükseklik sınıflarına dikkate değer bir etkisi olmamış bu bağlamda alanın yaklaşık %80’lik kısmı 1000-1200 m yükseklik sınıfında yer almaktadır. Kızıldağ Milli Parkı yükseklik sınıfları açısından değerlendirildiğinde ise ortalama yüksekliğin 1757 m, en düşük noktanın 980 m ve en yüksek noktanın bu alan içinde 2986 m ile Dedegöl Dağı olduğu görülmektedir. **Tablo 1**’de her iki milli parkın eski ve yeni sınırlara göre yükseklik sınıflarının alansal dağılımı ve yüzde miktarları verilmiştir.

Tablo 1: Beşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı’nın Eski ve Yeni Sınırlara Göre Yükseklik Sınıfları Dağılımı

Yükseklik Sınıfları (m)	Beşehir Gölü Milli Parkı				Kızıldağ Milli Parkı			
	Eski Sınır (ha.)	Yüzde (%)	Yeni Sınır	Yüzde (%)	Eski Sınır	Yüzde (%)	Yeni Sınır	Yüzde (%)
0-1200	75903.23	87.36	64979.56	79.07	21459.45	38.93	11493.81	14.33
1200-1500	8681.49	9.99	9100.11	11.07	14666.69	26.61	7963.81	9.93
1500 -2000	2302.62	2.65	5274.22	6.42	15768.26	28.61	37243.99	46.43
2000-2500	0.00	0.00	2035.99	2.48	2851.48	5.17	22535.98	28.09
2500<	0.00	0.00	794.17	0.97	375.21	0.68	982.66	1.22
Toplam	86887.34	100.00	82184.05	100.00	55121.09	100.00	80220.25	100.00

Eğim sınıfları açısından değerlendirildiğinde Beşehir Gölü Milli Parkı’nda eski sınırlara göre %5-10 arasında eğime sahip düze yakın alanlar %27.21’lik bir alan kaplarken sınır değişikliği sonucunda %18.54’e düştüğü buna karşın eğim sınıfı %20-50 arasında olan alanların %15.97’den yaklaşık iki kat artarak %30.17’ye çıktığı hesaplanmıştır. Kızıldağ Milli Parkı’nda sınır değişikliği ile eğim sınıfları açısından dikkate değer bir değişikliğin olmadığı, alanın yaklaşık %40’lık bir kısmının %20-50 eğim sınıfında olduğu görülmektedir (**Tablo 2**).

Tablo 2: Beşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı’nın Eski ve Yeni Sınırlara Göre Eğim Sınıfları Dağılımı

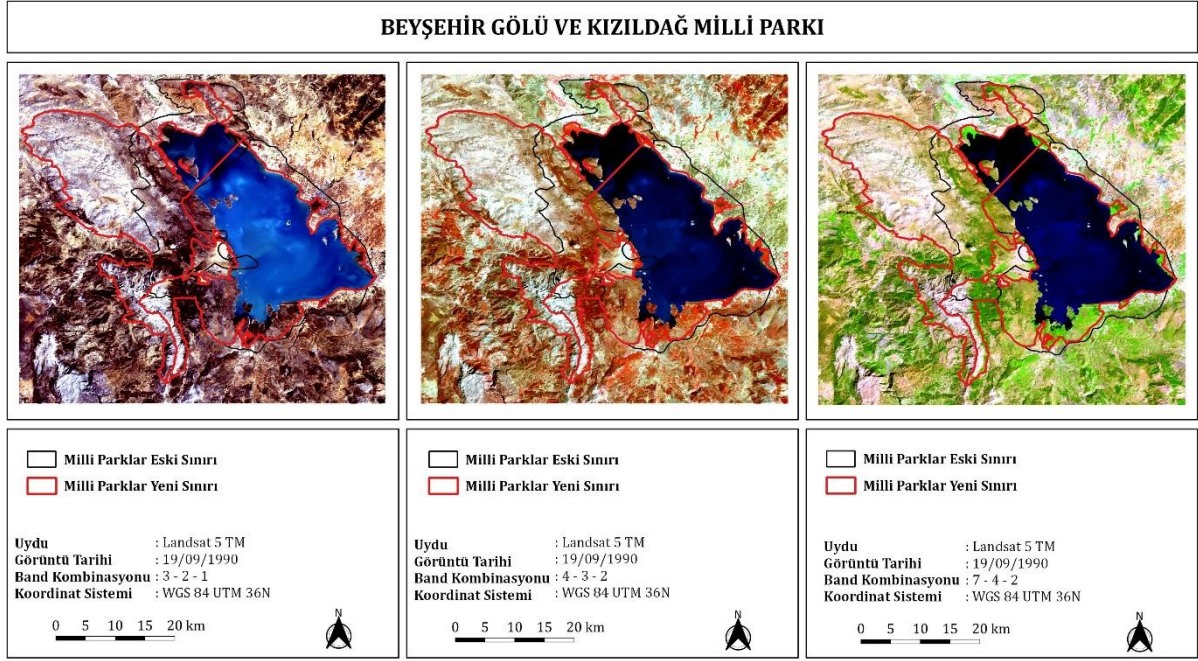
Eğim Sınıfları (%)	Beşehir Gölü Milli Parkı				Kızıldağ Milli Parkı			
	Eski Sınır	Yüzde (%)	Yeni Sınır	Yüzde (%)	Eski Sınır	Yüzde (%)	Yeni Sınır	Yüzde (%)
0-2	3153.94	8.71	1464.26	5.10	1407.66	3.24	928.92	1.32
2-5	9094.63	25.13	3959.10	13.78	4111.21	9.45	3548.50	5.03
5-10	9849.01	27.21	5324.12	18.54	5882.10	13.52	8196.37	11.61
10-20	7516.94	20.77	6355.14	22.12	10074.09	23.16	17609.94	24.95
20-50	5779.13	15.97	8666.33	30.17	16970.40	39.01	30078.09	42.62
50<	800.44	2.21	2955.67	10.29	5052.43	11.62	10207.96	14.47
TOPLAM	36194.08	100.00	28724.62	100.00	43497.90	100.00	70569.76	100.00

Bakı sınıfları açısından her iki milli park içinde sınır değişikliği öncesi ve sonrasında küçük değişikliklerin olduğu ve genel olarak doğu ve kuzeydoğu bakılı arazilerin daha fazla alan kapladığı anlaşılmaktadır. **Tablo 3**’e göre Beşehir Gölü Milli Parkı’nda %16.94’lük bir alan kaplayan doğu bakılı araziler sınır değişikliği ile %24.34’e çıktığı görülmektedir.

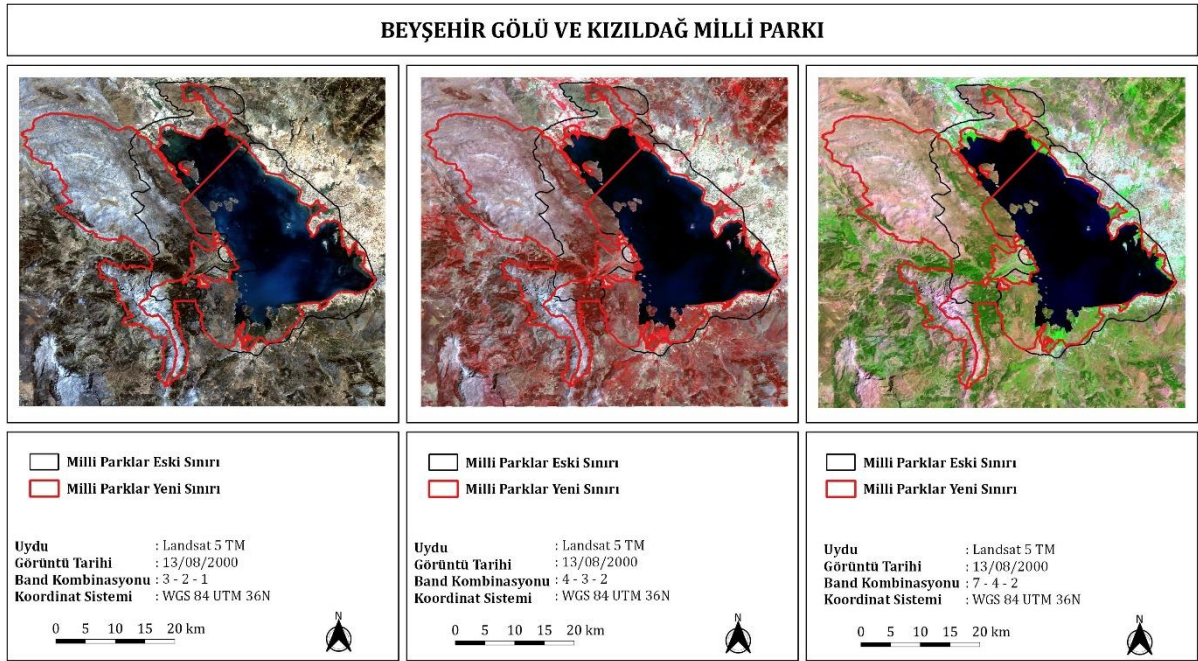
Tablo 3: Beşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı Bakı Sınıflarının Eski ve Yeni Sınırına Göre Kapladığı Alanlar

Bakı Sınıfları	Beşehir Gölü Milli Parkı				Kızıldağ Milli Parkı			
	Eski	Yüzde (%)	Yeni	Yüzde (%)	Eski	Yüzde (%)	Yeni	Yüzde (%)
Kuzey	4710.52	13.01	3140.53	10.93	4853.95	11.16	9014.39	12.77
Kuzeydoğu	5493.59	15.18	5033.09	17.52	7927.21	18.22	10992.02	15.58
Doğu	6131.26	16.94	6990.94	24.34	8422	19.36	9528.42	13.5
Güneydoğu	3898.43	10.77	3814.03	13.28	5354.45	12.31	6747.06	9.56
Güneydoğu	3673.9	10.15	2660.69	9.26	5505.13	12.66	9386.75	13.3
Güneybatı	3822.05	10.56	2350.43	8.18	4986.38	11.46	9786.47	13.87
Batı	4432.57	12.25	2464.95	8.58	3645.98	8.38	8746.55	12.39
Kuzeybatı	4031.75	11.14	2269.97	7.9	2802.79	6.44	6368.1	9.02
TOPLAM	36194.08	100	28724.62	100	43497.9	100	70569.76	100

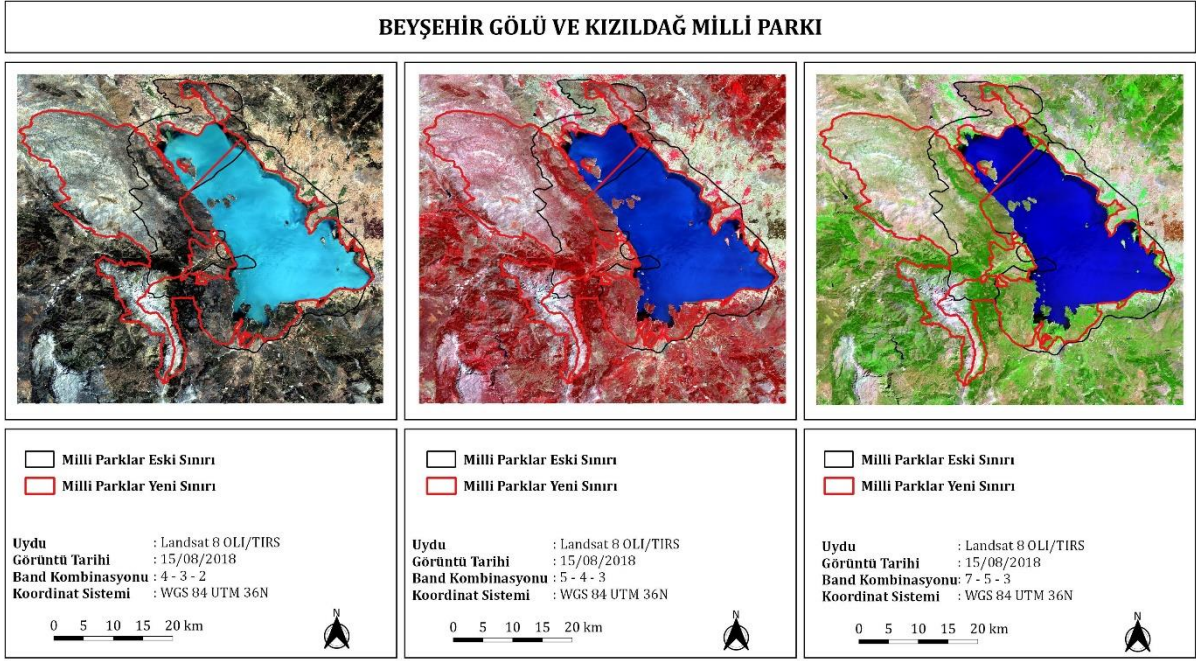
Çalışma alanına ait uydu verileri kullanılarak alanı daha iyi tanımlamak görsel yorumlamayı iyileştirmek amacıyla çeşitli band birleştirmeleri yapılmış ve çok bantlı (RGB) görüntüler türetilmiştir. Toplamda üçer adet yapılan bu bant birleştirmeleri, arazinin görsel yorumu ve sınıflandırması için gerçek renkli görüntü true color, bitki örtüsünün görsel yorumu ve sınıflandırması için False Color ile tarımsal alanlar yorumlanması için agri color **Şekil 5**, **Şekil 6** ve **Şekil 7**’de görülmektedir.



Şekil 5:1990 Landsat 5 TM Uydu Verisinden Oluşturulan Bant Birleştirmeleri

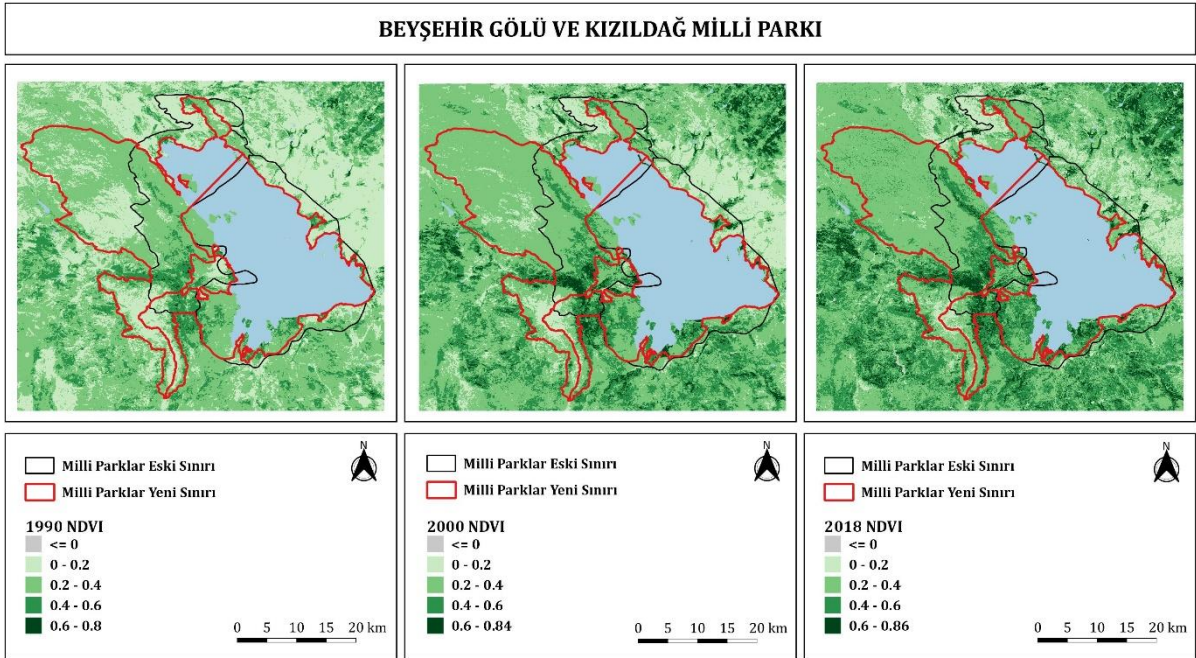


Şekil 6: 2000 Landsat 5 TM Uydu Verisinden Oluşturulan Bant Birleştirmeleri

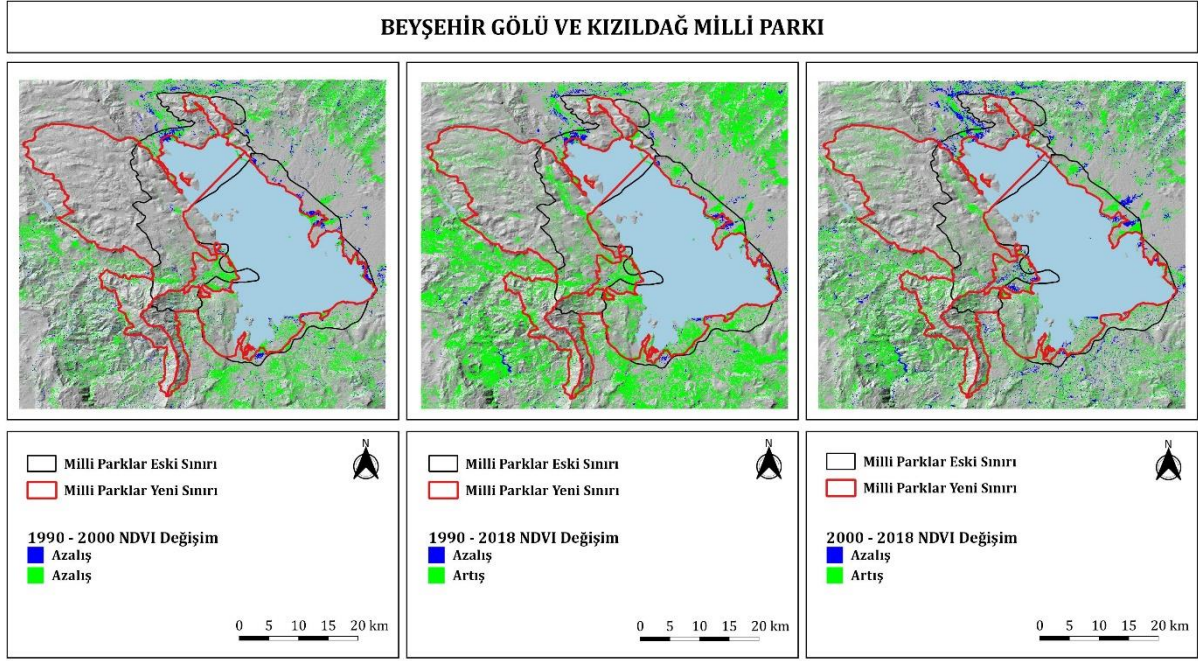


Şekil 7: Landsat 8 OLI/TIRS Uydu Verisinden Oluşturulan Bant Birleştirmeleri

Bitki örtüsü indekslerinden en çok kullanılan Normalize fark bitki örtüsü indeksi her iki tarihli uydu verilerindeki bantlar kullanılarak uygulanmıştır. Sonuçlar bitki örtüsünün bulunduğu alanın durumuna göre -1 ile +1 arasında değişim gösterdiği için oluşan NDVI bantları tekrar sınıflandırılmıştır. Her üç yıla ait NDVI bantları üzerinde QGIS 3.10.0 eklentisi olan RCA (Raster Change Analysis) ile değişim analizi yapılmış bu sayede vejetasyon örtüsündeki değişim haritası ortaya çıkarılmıştır (Şekil 8). Değişim analizinde yeşil renkler vejetasyon örtüsündeki artışı mavi renk ise vejetasyon örtüsündeki azalışı göstermektedir. Bulgular değerlendirildiğinde 1990 dan 2018 yılına kadar geçen süreçte vejetasyon örtüsünde bir artış olduğu tespit edilmiştir (Şekil 9).

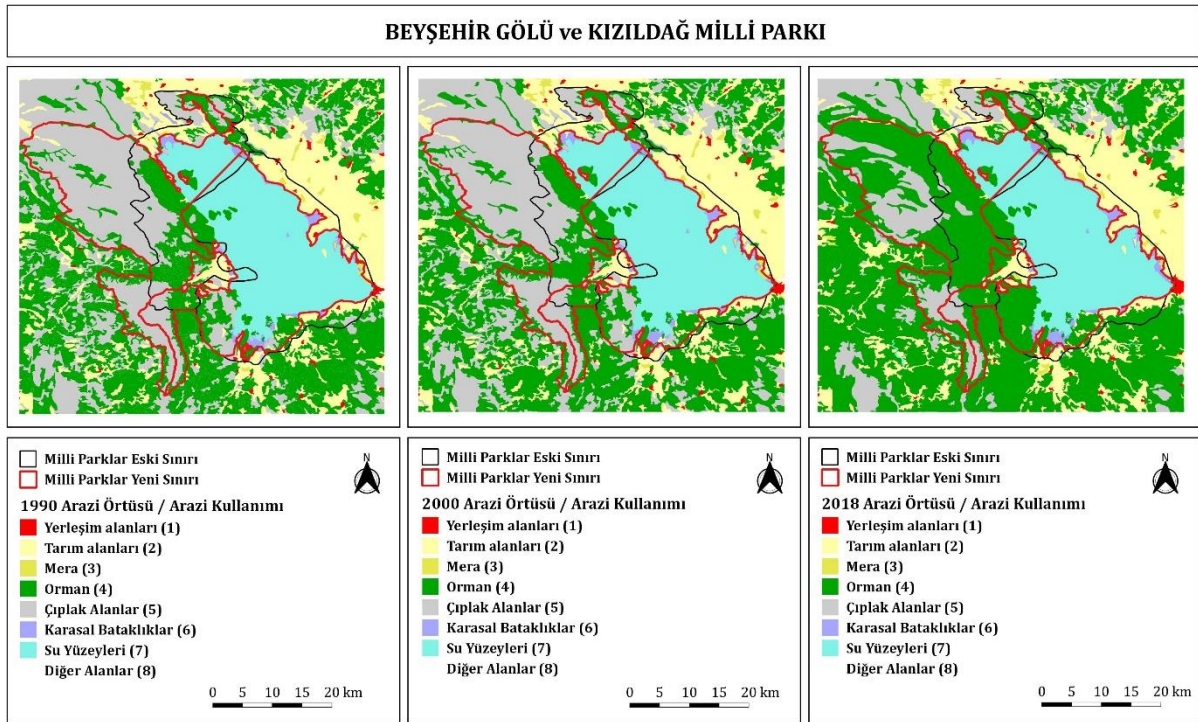


Şekil 8: Normalize Fark Bitki indeksi (NDVI)

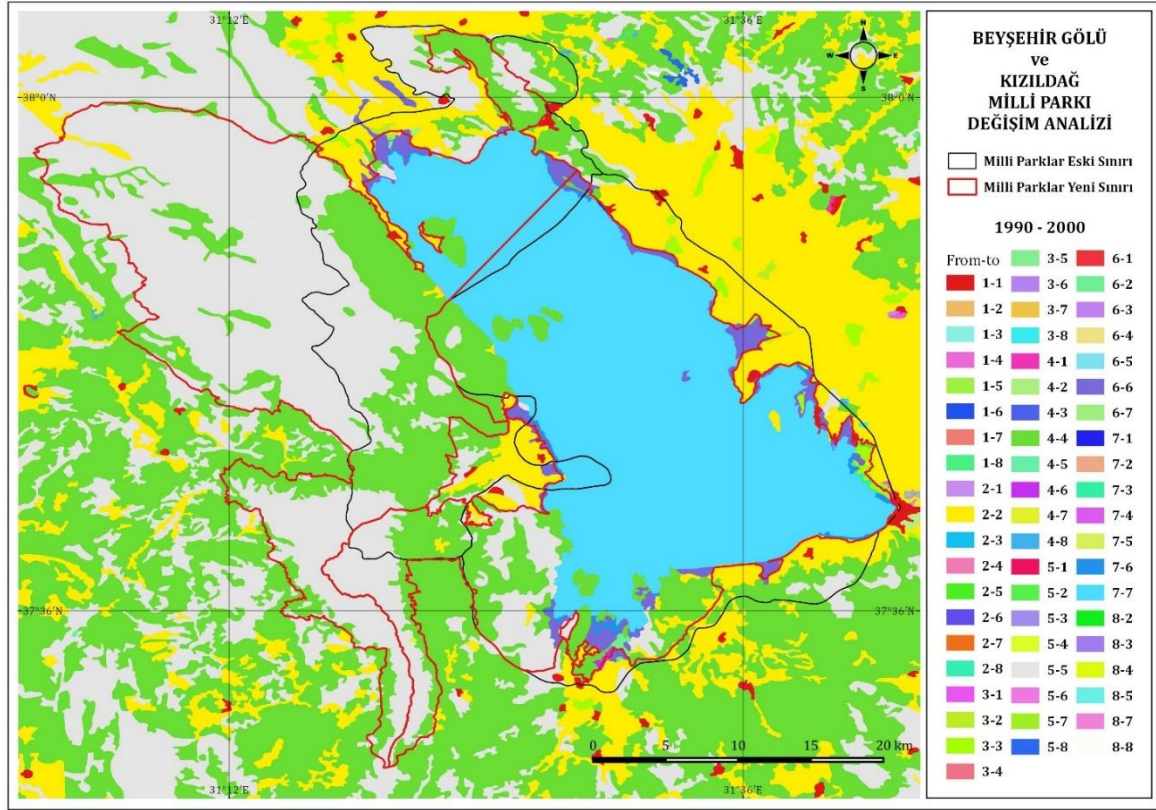


Şekil 9: Normalize Fark Bitki indeksi (NDVI) Değişim Analizi

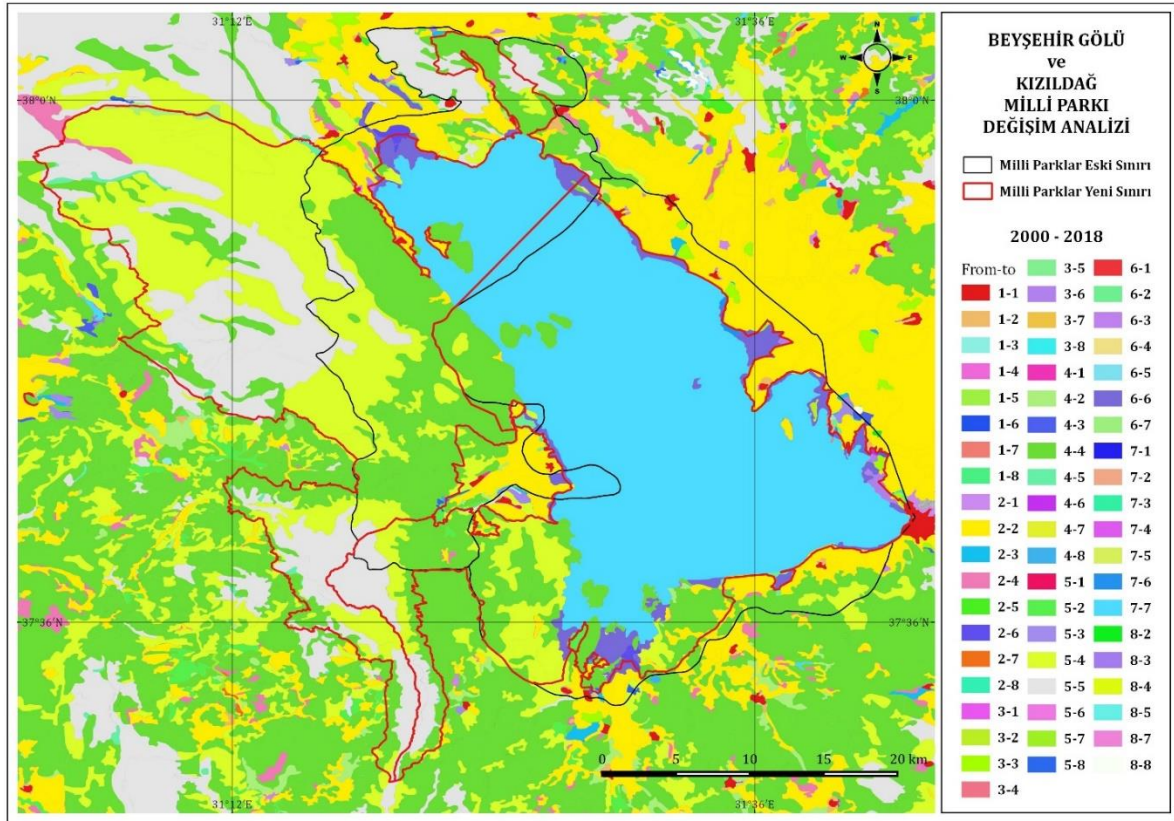
Arazi örtüsü ve arazi kullanımındaki değişimi belirlemek amacıyla yöntemde belirtilen sınıflara göre CORINE verileri yeniden kategorize edilmiştir (Şekil 10). Sınıflar arası alan değişimini belirlemek amacıyla değişim analizi (from-to) yapılmıştır. Değişim analizi yapılmadan önce çıktıkları ve lejant gösterimlerini sadeleştirmek amacıyla arazi örtüsü ve arazi kullanım sınıfları 1'den 8'e kadar numara verilerek kodlanmıştır. Değişim analizi sonuçlarına göre 1990-2000 yılları arasındaki değişim (from-to) haritası Şekil 11'de 2000-2018 yılları arasındaki değişim ise Şekil 12'de mekânsal olarak gösterilmiştir.



Şekil 10: Beyşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı 1990-2000-2018 Yılları Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı

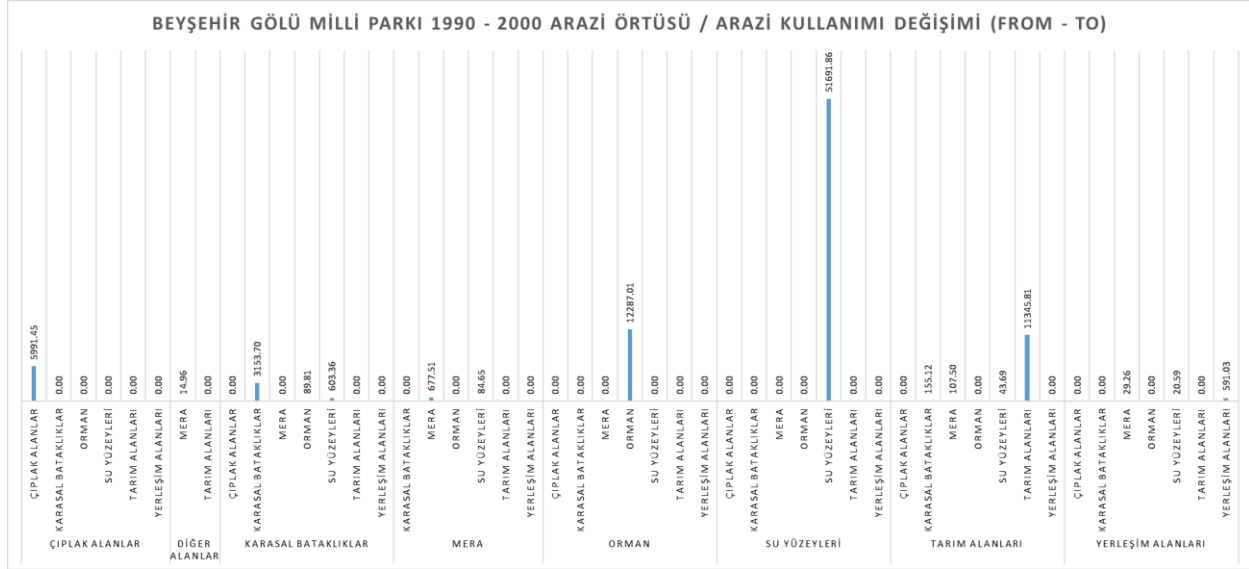


Şekil 11: Beyşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı 1990-2000 Yılları Arası Değişim Analizi



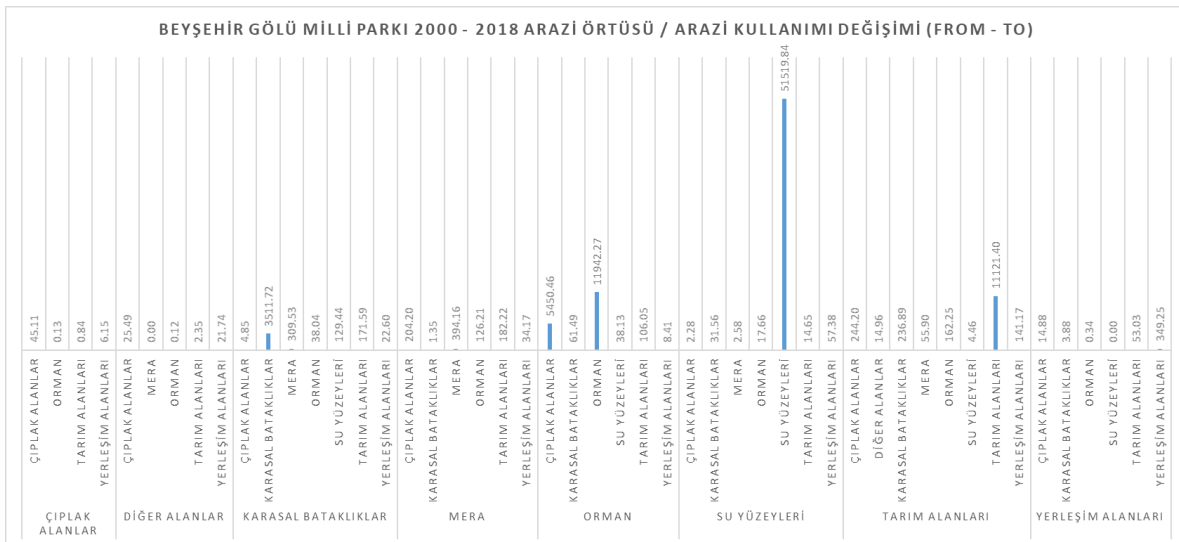
Şekil 12: Beyşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parkı 2000-2018 Yılları Arası Değişim Analizi

Beyşehir Gölü Milli Parkı 1990-2000 yılları arasındaki arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişim analizi sonuçları incelendiğinde 603.36 ha. su yüzeyi alanı ve 89.61 ha. orman alanının karasal bataklık alanına, 84.65 ha. su yüzeyi alanının mera alanına, 155.12 ha. karasal bataklık alanı, 107.50 ha. mera alanı ve 155.12 ha. karasal bataklık alanının ise tarım alanına dönüştüğü görülmektedir. Ayrıca 29.26 ha. mera alanı ile 20.59 ha. su yüzeyinin ise yerleşim alanına dönüştüğü tespit edilmiştir. Sonuç olarak, karasal bataklık, tarım ve yerleşim alanlarının büyüklük olarak arttığını söylemek mümkündür (Şekil 13).



Şekil 13: Beyşehir Gölü Milli Parkı 1990-2000 Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı Değişimi

Beyşehir Gölü Milli Parkı'nda 2000-2018 yılları arasındaki arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişim analiz sonuçlarına göre 6.15 ha. yerleşim alanının çıplak alana, 2.35 ha. tarım alanının ve 21.74 ha. yerleşim alanının ise diğer alanlara, 309.53 ha. mera alanının, 38.04 ha. orman alanının, 129.44 ha. su yüzeyi alanının, 171.59 ha. tarım alanı ve 22.60 ha. yerleşim alanının karasal bataklık alanına dönüştüğü belirlenmiştir. Söz konusu yıllar arasında 204.20 ha. çıplak alan, 394.16 ha. mera alanı, 126.21 ha. orman alanı, 182.22 ha. tarım alanı ve 34.17 ha. yerleşim alanı azalarak mera alanına, 5450.46 ha. çıplak alan, 61.46 ha. karasal bataklık alanı, 38.13 ha. su yüzeyi alanı, 106.05 ha. tarım alanı ve 8.41 ha. yerleşim alanı orman alanlarına, 17.66 ha. orman alanı, 31.56 ha. karasal bataklık alanı, 14.65 ha. tarım alanı ve 57.38 ha. tarım alanı ise su yüzeyi alanlarına dönüşmüştür. Bu değişimlerin yanı sıra yerleşim ve tarım alanlarının da arttığı görülmektedir. Bu kapsamda 244.20 ha. çıplak alan, 14.96 diğer alanlar, 236.89 ha. karasal bataklık alanı, 55.90 ha. mera alanı, 162.25 ha. orman alanı ve 141.17 ha. yerleşim alanı tarım alanına, 53.03 ha. tarım alanı, 14.88 ha. çıplak alan ve 3.88 ha. karasal bataklık alanı ise yerleşim alanına dönüşmüştür (Şekil 14).



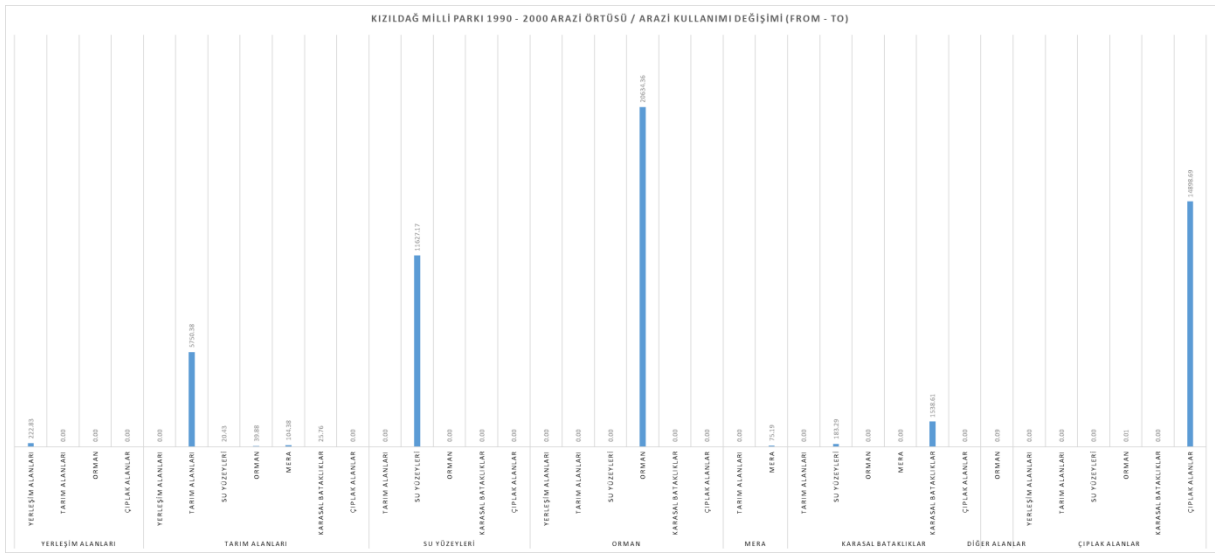
Şekil 14: Beyşehir Gölü Milli Parkı 2000-2018 Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı Değişimi

Yıllara göre arazi örtüsü değişimi hesaplanırken 1990 ve 2000 yılı için eski sınırlar 2018 yılı için ise hem eski hem de yeni sınırlar kullanılmış elde edilen bulgular Beyşehir Gölü Milli Parkı için **Tablo 4**'de, Kızıldağ Milli Parkı için ise **Tablo 5**'de verilmiştir.

Tablo 4'e göre eski sınırlar dikkate alındığında Beyşehir Gölü Milli Parkı'nda 1990 – 2000 yılları arasında belirgin bir değişikliğin olmadığı ancak yerleşim alanlarının 2018 yılında azalırken, orman alanları ve karasal bataklıkların arttığı tespit edilmiştir. Yeni sınır düzenlemesi ile tarım alanları 1990 yılında 11345.82 ha. iken 2000 yılında 11981.23 ha.a, 2018 yılında ise 11981 ha.a yükselmiştir. Böylece sınır değişikliği ile birlikte ise tarım alanları 1529.27 ha.a düşmüştür. Bu süreçte yerleşim alanları 1990 da 591.03 ha. iken 2000 yılında 640.87 ha.a 2018 yılında ise 421 ha.dır. Sınır değişikliği sonucunda Çiftlikköy, Gölkaşı, Akburun, Kuşluca Budak, Tolca, Kireli, Karadiken Yeşildağ ve Kurucuova ile Gölyaka köyleri olmak üzere toplam 11 adet yerleşim yeri milli park sınırı dışına çıkarılarak yerleşim alanları 19.92 ha.a düşmüştür.

Arazi Örtüsü Arazi Kullanımı	ESKİ SINIR		YENİ SINIR	
	1990 (Alan ha.)	2000 (Alan ha.)	2018 (Alan ha.)	2018 (Alan ha.)
Yerleşim alanları	591.03	640.87	421.37	19.92
Tarım alanları	11345.82	11652.12	11981.23	1529.27
Mera	829.23	762.16	942.31	176.15
Orman	12376.83	12287.02	17606.82	19258.53
Çıplak Alanlar	5991.45	5991.45	52.22	3012.599
Karasal Bataklıklar	3308.83	3846.88	4187.75	4117.329
Su Yüzeyleri	52444.16	51691.87	51645.93	54069.29
Diğer Alanlar		14.96	49.71	
TOPLAM		86887.34	86887.34	82184.05

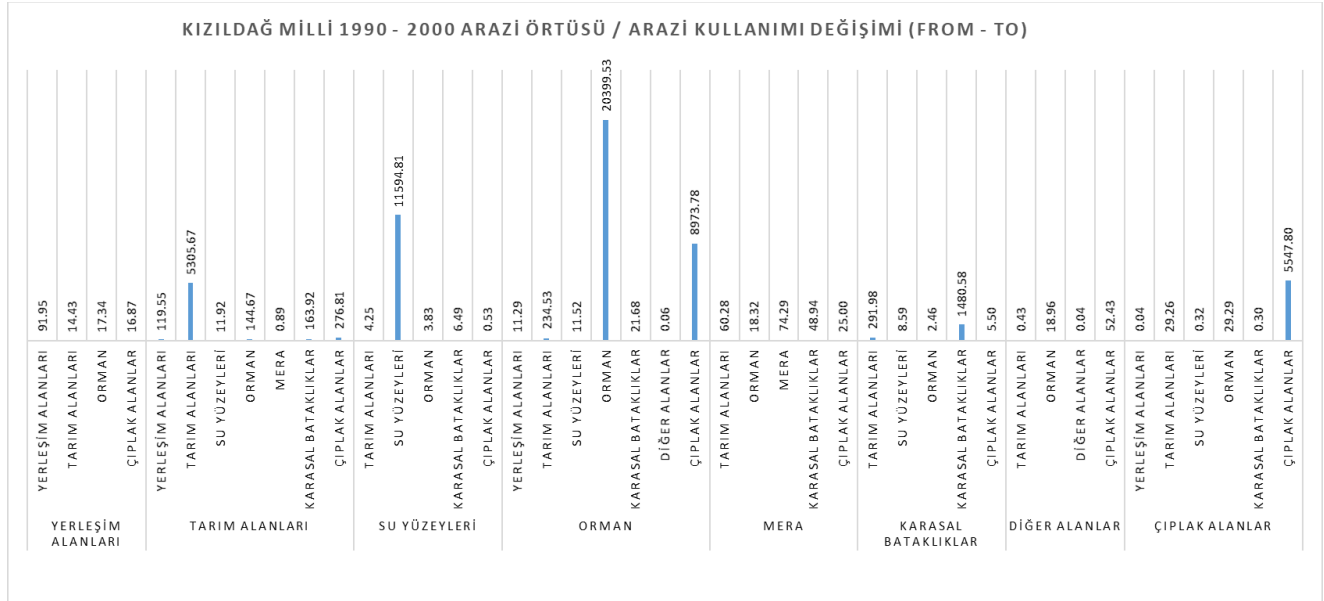
Kızıldağ Milli Parkı 1990–2000 yılları arasındaki arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişim analizi sonuçlarına göre çıplak alanlar, diğer alanlar, meralar, orman alanları, su yüzeyleri ve yerleşim alanlarında alansal olarak bir değişim meydana gelmediği tespit edilmiştir. 183.29 ha su yüzeyi alanının 1990-2000 yılları arasında karasal bataklıklara dönüştüğü, 25.76 ha. karasal bataklık alanının, 104.38 ha. mera alanının, 39.88 ha. orman alanının, 20.43 ha. su yüzeyi alanının ise tarım alanına dönüştüğü görülmektedir. Sonuç olarak; 2000 yılında tarım alanlarının 190.44 ha., karasal bataklık alanının ise 183.29 ha. arttığı belirlenmiştir (**Şekil 15**).



Şekil 15: Kızıldağ Milli Parkı 1990-2000 Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı Değişimi

Kızıldağ Milli Parkı 2000-2018 yılları arasındaki arazi kullanımı değişim analiz sonuçları incelendiğinde 29.29 ha. orman alanı ve 29.26 ha. tarım alanının azalarak çıplak alana dönüştüğü görülmektedir. Ayrıca 18.96 ha. orman alanı ve 52.43 ha. çıplak alanın azalarak diğer alanlara, 291.98 ha. tarım alanı, 8.59 ha. su yüzeyi alanı ve 2.46 ha. orman alanı ile 5.50 çıplak alanların azalarak karasal bataklığa, 60.28 ha. tarım alanı, 18.32 ha. orman alanı, 48.94 ha. karasal bataklık ve 25 ha. çıplak alan azalarak mera alanına dönüşmüştür. Buna karşın, 8973.78 ha. çıplak alanın, 21.68 ha. karasal bataklık alanının 11.52 ha. su yüzeyinin, 234.53 ha. tarım alanının ve 11.29 ha. yerleşim alanının ise orman alanı olarak dönüştürüldüğü anlaşılmaktadır. Yapılan hesaplamalar sonucunda su yüzeylerindeki artışın yanı sıra 276.81 ha. çıplak

alanın, 163.92 ha. karasal bataklık alanının, 144.67 ha. orman alanının ve 119.55 ha. yerleşim alanının azalarak tarım alanlarına dönüştüğü, ayrıca yerleşim alanlarında da yaklaşık olarak 50 ha. büyüklüğünde bir değişim meydana geldiği tespit edilmiştir (Şekil 16).



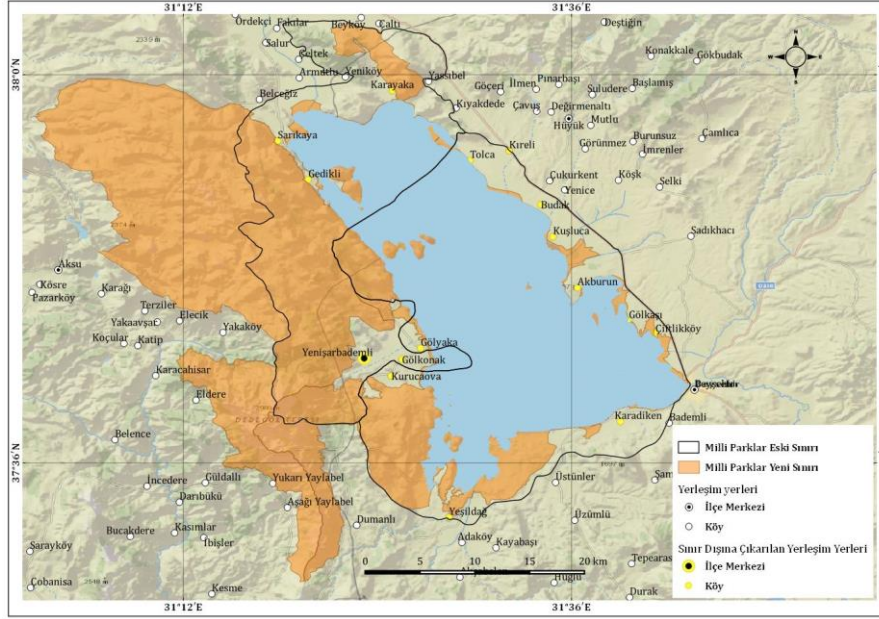
Şekil 16: Kızıldağ Milli Parkı 2000-2018 Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı Değişimi

Tablo 5'e göre Kızıldağ Milli Parkı'nda kapladığı alan bakımından en büyük arazi örtüsü ormanlık alanlardır. 1990 yılında 20674.35 ha. olan orman alanları 2000 yılında 20634.38 ha. 2018 yılında ise 29652.37 ha. olmuştur. Sınır değişikliği ile birlikte 2.5 kat artarak yaklaşık 50000 ha.lık bir alana ulaşmıştır. Bu artışta Dedegöl Dağı'nın milli park sınırı içine alınmasının etkili olduğu düşünülmektedir. Ender dağ ekosistemine sahip olan Dedegöl Dağı'nın milli park sınırı içine alınması ekosistem bütünlüğünün korunması açısından önemlidir.

Tablo 5: Kızıldağ Milli Parkı Arazi Örtüsü ve Arazi Kullanımı

Arazi Örtüsü/Arazi Kullanımı	ESKİ SINIR			YENİ SINIR
	1990 (Alan ha.)	2000 (Alan ha.)	2018 (Alan ha.)	2018 (Alan ha.)
Yerleşim alanları	222.83	222.83	140.59	0.49
Tarım alanları	5750.38	5940.83	6023.43	563.21
Orman	20674.35	20634.38	29652.37	49948.8
Mera	179.56	75.19	226.83	20.12
ÇiPlak Alanlar	14898.69	14898.7	5607	19402.87
Karasal Bataklıklar	1564.37	1721.91	1789.1	1072.51
Su Yüzeyle	11830.9	11627.17	11609.91	9174.41
Diğer Alanlar		0.091	71.86	37.82
TOPLAM	55121.09	55121.09	55121.09	80220.25

Kızıldağ Milli Parkı'nda yapılan sınır değişikliği ile de başta Yenişarbademli ilçe merkezi olmak üzere Gökönak, Gedikli, Sarıkaya, Karayaka köyleri olmak üzere toplam 5 yerleşim merkezi milli park sınırı dışına çıkarılmıştır. Böylece her iki milli park sınırları içinde hiçbir yerleşim yeri kalmamıştır (Şekil 17). Bu bağlamda yöre halkı için kısıtlayıcı ancak doğa koruma ve sürdürülebilirlik açısından çok önemli kanun ve yönetmelik yaptırımlarının etkisi ortadan kalkmıştır.



Şekil 17: Beşehir ve Kızıldağ Milli Parkı'nda Sınır Dışına Çıkarılan Yerleşim Yerleri

Her iki milli park için de genel olarak göl kenarı ve çevresinde bulunan tarım alanları 1990 yılında ve 2000 yıllarında toplamda yaklaşık 17500 ha iken yeni sınır düzenlemesi ile birlikte 2100 ha.a düşmüştür. Göl çevresinde bulunan bu büyüklükteki tarım alanlarının iyi tarım ve/veya ekolojik tarım uygulamaları kapsamında değerlendirilmesi Beşehir Gölü ve ona bağlı ekosistemler açısından önemli olduğu düşünülmektedir.

Beşehir Gölü'nün Tolca Köyü – Kireli – Beşehir ilçe merkezi arasında kalan bölgede sınır çizgisi yer yer değişmekle birlikte Beşehir Gölü'ne ortalama 2500 m uzaklıktaki D330 karayolu ile sınırlanırken son sınır değişikliği ile birlikte bu sınır sahil sınırına (kıyı kenar çizgisinden ortalama 100 m kara yönünde) taşınmıştır. Bu değişiklik ile birlikte göl kıyısında koruma zonunu oluşturan tampon zon çok daralmış hatta ortadan kalkmıştır. Bu mesafenin daralması ve/veya tampon zonun ortadan kalkması arazi kullanım tercihlerine bağlı olarak en önemli doğal kaynak değeri olan Beşehir Gölü ve bağlı ekosistemleri olumsuz yönde etkileyebileceği düşünülmektedir.

SONUÇ

Uzaktan algılama ve coğrafi bilgi sistemleri, koruma stratejilerinin geliştirilmesi ile etkin ve uygulanabilir kararların alınmasında oldukça faydalı araçlardır. Uzaktan algılama ve coğrafi bilgi sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda arazi büyüklüğü, yeryüzü şekilleri, bitki örtüsünün ve alan kullanımının çeşitliliği gibi doğal parametrelerin değerlendirilmesi, zaman ve maddi kaynakların en uygun şekilde kullanılabilmesine olanak tanımaktadır. Bu teknolojilerin kullanımı özellikle kentsel gelişimin ekosistem üzerine yaptığı etkileri belirlemede ve arazi örtüsü ve arazi kullanımı konulu çalışmalarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Ancak milli parklar gibi korunan alanlarda meydana gelen arazi örtüsü ve arazi kullanımındaki değişimlerin belirlenmesinde sınırlı kalmaktadır. Bu bağlamda; çalışmanın korunan alanlarda arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişiminin belirlenmesi için kullanılan yöntem ve veri seti bağlamında gelecek araştırmalara örnek olması beklenmektedir.

Bu çalışma ile Beşehir Gölü ve Kızıldağ Milli Parklarında sınır değişikliğinin neden olduğu fiziksel değişim ve buna bağlı olarak arazi örtüsü ve arazi kullanımı değişimi mekânsal olarak tespit edilmiştir. Birbirine sınır olan bu iki milli park sahip oldukları sulak alan, orman ve dağ ekosistemleri gibi doğal kaynak değerleri ile tarihi, arkeolojik, etnografik, folklorik vb. kültürel kaynak değerleri açısından oldukça zengindir. Yapılan analizler ve değerlendirmelere göre sınır değişikliğinin antropojenik baskılar sonucu yapıldığı ortaya çıkmaktadır. Bu bağlamda başta Beşehir Gölü olmak üzere her iki milli parkın sahip olduğu doğal ve kültürel kaynak değerlerinin koruma ve kullanma dengesi içinde sürdürülebilirliğini sağlamak amacıyla yeni sınırlar için uzun devreli gelişim planları yapılmalı ve hayata geçirilmelidir. Bu planlarda özellikle bölge halkının kültürel ve sosyo-ekonomik yapısı ile demografik özellikleri dikkate alınmalı, milli parklardan yararlanma olanakları doğru bir şekilde analiz edilmelidir. Bu analiz kuşkusuz değişimin mekânsal olarak belirlenmesi ve sayısal olarak değerlendirilmesi ile yapılabilir. Bu çalışma ile belirlenen değişimlerin planlama ve koruma stratejilerinin geliştirilmesi yönünde kullanabilir olduğu düşünülmektedir.

To Cite This Article: Örucü, Ö. K. & Arslan, E. S. (2020). Analysis of the border change in Beyşehir Lake and Kızıldağ National Parks in terms of land cover and land use. *International Journal of Geography and Geography Education (IGGE)*, 41, 292-318.

Submitted: December 01, 2019

Revised: December 23, 2019

Accepted: January 03, 2020

EXTENDED ABSTRACT

ANALYSIS OF THE BORDER CHANGE IN BEYŞEHİR LAKE AND KIZILDAĞ NATIONAL PARKS IN TERMS OF LAND COVER AND LAND USE

INTRODUCTION

As a result of the dynamic interaction between natural and cultural forces around us, landscapes change and they will keep changing. Natural and cultural landscapes are restructuring their spatial structure and use to better adapt to changing social demands. Today, this change is mostly perceived as negative and it is thought that it causes loss of diversity, consistency, and identity which are accepted as characteristic features of landscapes (Antrop, 2005).

Conservation areas are defined as geographical areas where the characteristic features of landscapes can be observed clearly. They are determined, separated, and managed by law or applicable practices by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) to protect them for a long time in nature with its ecosystems and cultural values (Güneş, 2011). Conservation areas have been recognized as a fundamental protecting strategy for the conservation of biodiversity. Despite various arguments about the goals of conservation biology (Hunter Jr, Redford, and Lindenmayer, 2014; Kareiva and Marvier, 2012; Soulé, 2014), these areas continue to be seen as the cornerstone of conservation as they provide significant environmental benefits, including carbon sequestration, watershed conservation and wildlife habitat (Mace, 2014; Sims, 2010; Willis, 2015).

All conservation sites, particularly national parks, face critical management challenges due to changing land cover types and variability of landscape conditions in and around the site boundaries (Alkan and Ersin, 2018). Urban sprawl, clearing forests for agricultural purposes, and tourism and recreation activities damage these natural habitats and affect the composition, nutrient cycle, water flows, and climate of plant and animal species (Fawzi, Husna, and Helms, 2018; Hansen and Rotella, 2002; Yıldız, 2019). Such man-made land cover changes transform natural habitats and pose the most important threat to biodiversity (Sala et al., 2000; Soulé, 1991; Wessels et al., 2004). In this context, detection of the change in land cover and land use can be used to distinguish or simulate areas that have been altered by natural or anthropogenic processes (Jantz, Goetz, and Jantz, 2005). Understanding these impacts, measuring related changes in ecosystem function, and determining the temporal trends of change (not only how much it has changed, but also where and when it has changed) can help prevent critical pressures on these areas' ecosystems and natural resources (Bozkaya et al., 2015; Wilkinson, 2003).

Various methods and data sources are used in the determination of land cover change. One of these, remote sensing, is a proven technology that is effective for mapping and characterizing cultural and natural resources (Campbell and Wynne, 2011; Çoban, Koç, and Eker, 2010; Kennedy et al., 2012; Şenol, 2019; Welch, Madden, and Jordan, 2002). This technology allows the monitoring and measurement of the biophysical properties of the landscape and the monitoring of land cover and land use changes over time (Ünlü, 1997; Wang and Moskovits, 2001; Yavuz and Vatandaşlar, 2018). However, remote sensing technology is currently being used in many monitoring applications other than change-based methods such as habitat fragmentation and attachment, studies focusing on individual species (Gottschalk, Huettmann, and Ehlers, 2005), and landscape permeability (Ohse et al., 2009; Theobald et al., 2012; Willis, 2015). Change detection is the procedure used to identify differences in the state of an object or phenomenon by observing it at different times (Singh, 1989). In monitoring protected areas, this method is often used to monitor landscape dynamics or changes in the area and the distribution of ecological systems (Wang et al., 2009).

CORINE (Coordination of Information on the Environment) Land Cover (CLC), a database created by the European Environment Agency, is a 1:100,000 scale land cover map for the European Union (EU) member states and all partner countries. The project was initiated by the European Commission in 1985 and was carried out by the Commission until 1990, during which time an environmental information system was established. The terminology and methodology of

the system were developed and adopted at the European Union level. Detailed information on the production of CORINE land cover maps can be found in the studies conducted by Buttner et al. (2000), Çivi et al. (2009), de Lima (2005), and Feranec et al. (2007). CORINE land cover is the most complete and consistent source of cartographic information about changes in European landscapes for the period between 1985 and 2018.

In light of the information presented above, this study aims to identify and analyze the land cover and land-use changes that took place in the Beyşehir Lake National Park (which is home to the largest freshwater lake in conservation areas in Turkey) and its bordering neighbor Kızıldağ National Park between the years of 1990 - 2000 - 2018, using remote sensing methods and CORINE methodology. In the light of the main aim of the study, it is aimed to determine the change of landscape dynamics within the study area, to monitor the distribution of ecological systems in the land cover, and to determine the natural and anthropogenic changes that may be set off by the border change. It is thought that this study contributes to science in terms of proposing the use of remote sensing technologies to determine the positive and negative changes experienced by protected geographical areas due to the anthropogenic pressures, and in terms of presenting the social-cultural effects spatially with numerical data.

MATERIAL AND METHOD

Material

The main material of the study is Beyşehir Lake National Park and Kızıldağ National Park, which are two of Turkey's largest national parks and are located in borders intersecting with each other (Figure 1).

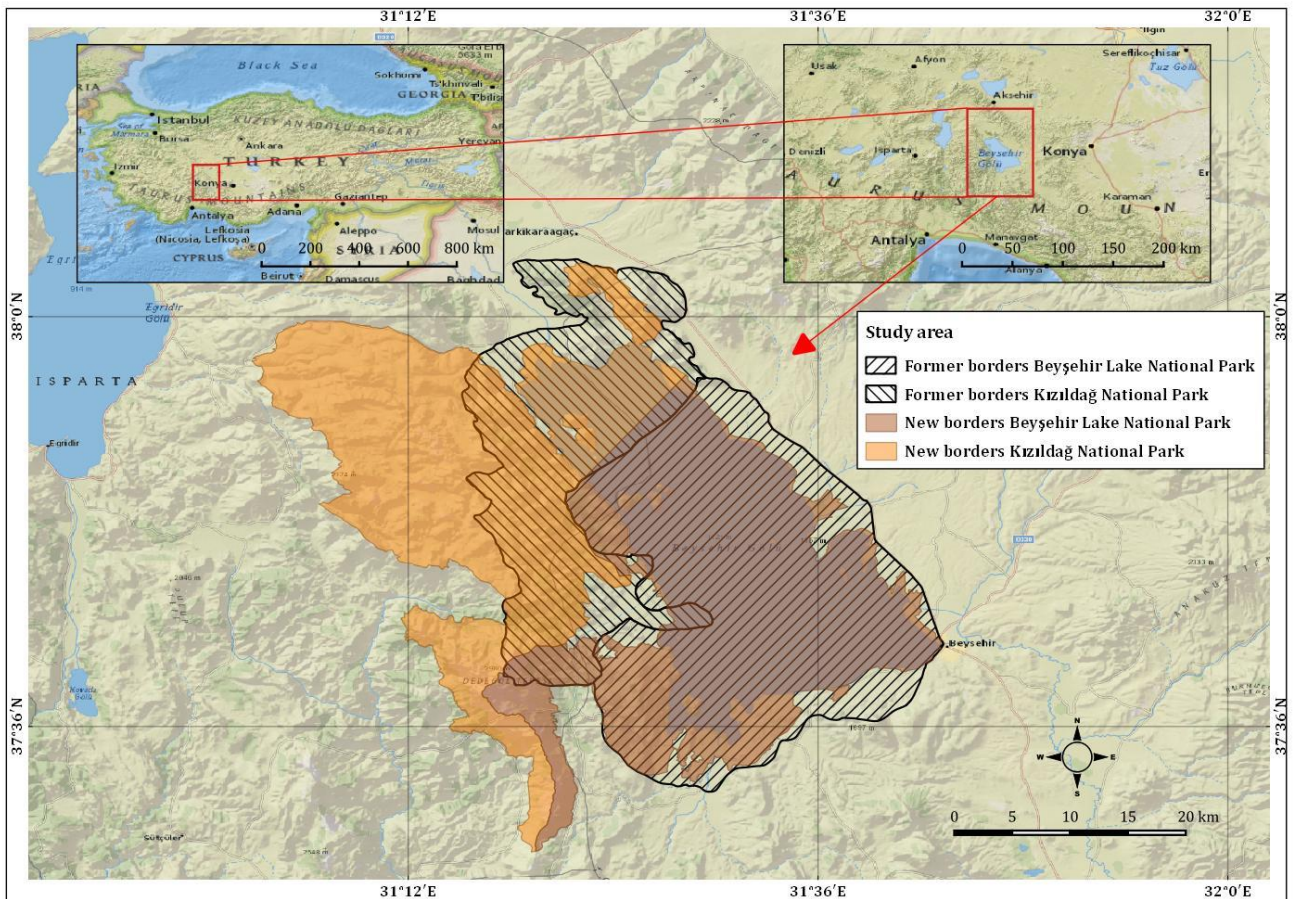


Figure 1: Geographical Location of the Study Area

Beyşehir Lake National Park, located southwest of the province of Konya and covering the southern portion of its namesake, Beyşehir Lake is Turkey's second-largest national park in terms of territorial size. The national park, located at the coordinates 37°34' - 38°00' North and 31°18' - 31°43' East, is 94 km to Konya province and 105 km to Isparta province. It was declared as a national park on January 11, 1993 (Güngör and Arslan, 2003).

Kızıldağ National Park, located at the coordinates 37°40' -38°03' North and 31°15' – 31°30' East, is located between the district borders of Yenişarbademli and Şarkikaraağaç, within the Isparta province. Firstly, the 2,316 ha area known as the "Blue Cedrus Forest" was declared as a national park on May 09, 1969, and then the area was increased to 55,121 ha with the border change on January 11, 1993. One of the most important values of the national park is the pure Toros Cedrus (*Cedrus Libani*) forest which attracts many visitors every year, especially asthma patients, due to the abundance of oxygen concentrated on Kızıldağ and Küçüksivri hills (Akyol et al., 2018; Kervankıran and Eryılmaz, 2014; Korkmaz, 2001).

Its borders were redefined with the Presidential decree titled "Decision on Changing the Borders of Kızıldağ National Park and Beyşehir Lake National Park as shown in Maps and Coordinate Lists [*Kızıldağ Milli Parkı ile Beyşehir Gölü Milli Parkı Sınırlarının Haritalar ile Koordinat Listelerinde Gösterildiği Şekilde Değiştirilmesi Hakkında Karar*]" (Decision No. 378)" dated 26 November 2018 (Anonim, 2018).

The other materials used in the study are positional and non-positional data belonging to the two national parks that are the study area. Firstly, the former and new borders of the national parks were retrieved from the 6th and 8th Regional directorates of the General Directorate of Nature Conservation and National Parks of the Ministry of Agriculture and Forestry in .kmz format. Then, SRTM digital elevation model (DEM) data with a resolution of 30x30 m (1 arc) was downloaded via Global Mapper 19 online data source in order to obtain a 3D view of the study area and perform slope, aspect, and elevation analyses. The images from Landsat 5 TM (dated September 19, 1990) and Landsat 8 OLI/TIRS dated (August 13, 2000) were used as the satellite images, which were made available free of charge by the U.S. Geological Survey (USGS). The reception dates of satellite images covering both national park boundaries were taken from the same period and recent dates and were downloaded from <https://earthexplorer.usgs.gov> with a maximum cloudiness setting of 10%. In order to obtain ground truth data, the study area's Orthophoto images in the HGM Sphere application and RapidEye Ortho Tile images obtained from www.planet.com with 5 m resolution, and field observations were used.

Another source of data used in the study to determine land cover and land use over the years and to determine change is the CORINE land cover (CLC) database created by the European Environment Agency. The vector data for the land cover of 1990, 2000, and 2018 were retrieved from <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>.

Method

The method of the study was carried out in 5 stages. In the first stage, .kmz files containing both national park boundaries were converted to .shp files and assigned WGS 84 UTM 36N coordinates. The satellite data, DEM data, and CORINE vector data obtained after this stage were clipped with the batch clipping tool of QGIS 3.10.0 into a rectangular polygon including both national park boundaries, and the coordinate system was assigned as WGS 84 UTM 36N.

In the second stage, various pre- and post-processing processes were performed with satellite images. As is known, the satellite images downloaded as raw data should be subjected to image pretreatment processes such as geometric and radiometric correction before starting to work on them (Paolini et al., 2006). Geometric correction is the process of eliminating the effects of geometric distortion in the raw image and placing the image in a defined geographical coordinate system using ground control points (Koç, 2006). Since the satellite images used in the study were GeoTIFF-enabled and their geometric corrections were made by the data provider USGS, the accuracy was tested by looking only at the base maps and the determined ground control points (Loveland and Dwyer, 2012; Young et al., 2017). Radiometric and atmospheric corrections are the elimination of the effects and errors preventing access to the earth data in a healthy way, caused by the arrival angle of the sun's rays (causing irregular and misperceptions in information) or the topography in front of the target (such as shadow effect, cloud, and fog) (Chander and Markham, 2003; Schroeder et al., 2006). In this study, the conversion of the Digital Number (DN) values of the satellite images to TOA (Top of Atmosphere) radiance reflectance values and the Dark-Object Subtraction (DOS) operations were carried out by using the .mtl data file, that comes with the image files, in the Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) of the QGIS 3.10.0 program (Congedo, 2013; Padró et al., 2017). In order to determine the vegetation changes in the study area and its vicinity, a Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) band was created for each year by using these radiometric and atmospherically corrected images. The obtained NDVI bands were used in the QGIS 3.10.0 program using RCA (Raster Change Analysis) plug-in, and the changes that occurred in the vegetation between 1990-2000, 1990-2018, and 2000-2018 were spatially presented.

In the third stage, the SRTM Dem map coordinate system, which gives the best results in such studies and was downloaded in GeoTIFF format, was assigned as WGS 84 UTM 36N. The geometric correction was tested by looking at the base maps and control points (Çoban and Eker, 2009). In the next step, slope, aspect, and elevation analyses were

performed by using surface analysis commands in QGIS 3.10.0 program, the spatial distribution according to the slope, aspect, and elevation classes were calculated and presented in tabular form.

In the fourth stage, work and operations were performed on CORINE data. At this stage, in order to reveal the changes in land cover and land use, firstly, CORINE land classes were examined and 8 main classes, which define and best describe the study area, were identified. CORINE 1990 - 2000 - 2018 data have been re-categorized into residential areas, agricultural areas, pastures, forests, terrestrial marshes, water surfaces, bare areas, and other areas.

In the last stage, the land cover and the land use classes occupied by the former and new borders of both national parks were calculated. The changes between the years 1990 -2000 and 2000-2018 were determined using the From-To analysis. For this purpose, in the QGIS 3.10.0 program, the CORINE vector data of 1990-2000 and 2000-2018 were overlapped using the intersection command. After this, area data were calculated in the attributes table of these new data and the change between the classes was revealed as spatial and areal.

FINDINGS AND DISCUSSION

National Park Borders

The area size was calculated by using geometry calculator tools in QGIS 3.10.0 program using polygon type former and new border files with .shp extensions, which were provided, converted, and assigned coordinates in order to determine the change of land cover and use of land within national park borders (Figure 2). According to the findings, the area size of the Beyşehir Lake National Park for the former borders is 86807.34 hectares and the size of the Kızıldağ National Park for the former borders is 55121.09 hectares. The area size of the Beyşehir Lake National Park for the new borders is 82184.05 hectares and the area of the Kızıldağ National Park for the former borders is 80220.25 hectares. According to these results, Beyşehir Lake National Park decreased 4703.29 hectares and Kızıldağ National Park increased 25099 hectares in terms of area size.

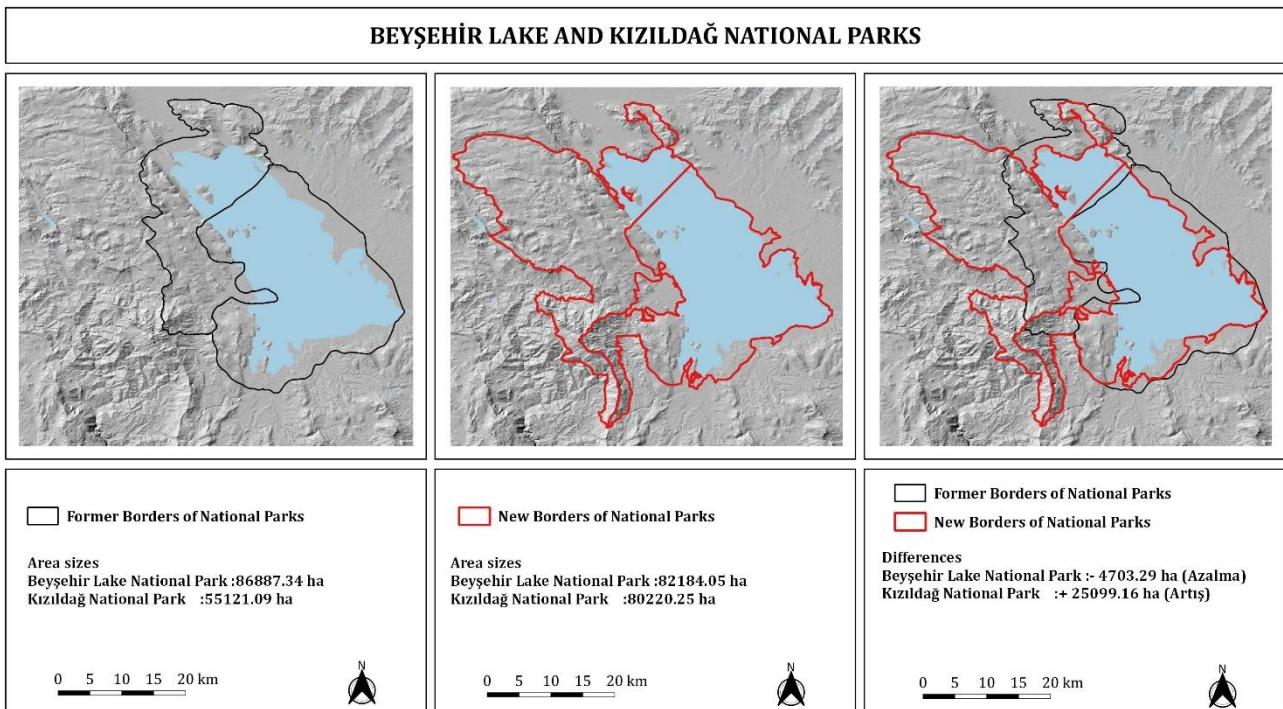


Figure 2: Former-New Borders and Area Sizes of the National Parks

Topographical Analyses

In order to better understand the topographic structure in the study area, slope and altitude analyses were performed (Figure 3). In these analyses, the water surface area of Lake Beyşehir, which has an altitude of 1120 m above sea level and is the most important natural resource in both national parks, was not taken into account.

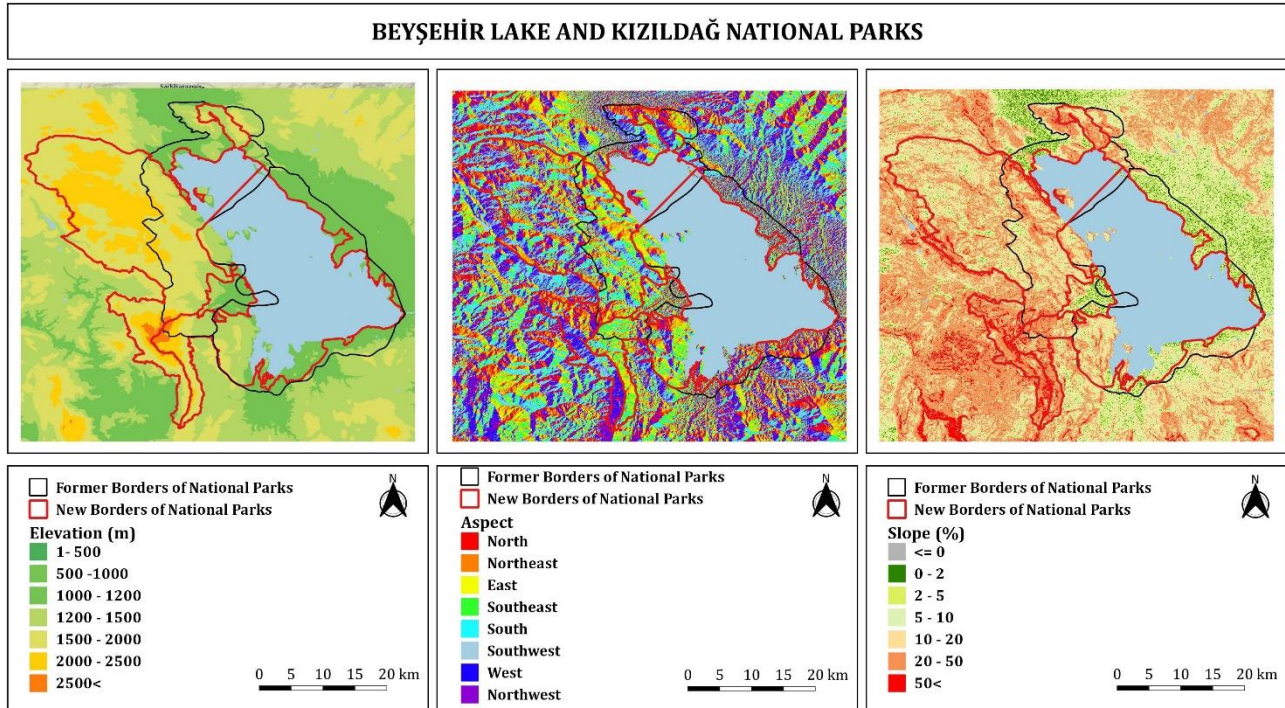


Figure 3: Elevation, Aspect and Slope Analyses

When the Beyşehir Lake National Park is evaluated in terms of altitude classes, it is seen that the average elevation above sea level is 1222 m and the lowest point is 1094 m and the highest point is 2986 m (Dedegöl Mountain). Boundary change did not have a significant effect on altitude classes. In this context, approximately 80% of the area is in the 1000-1200 m altitude class. When the Kızıldağ National Park is evaluated in terms of altitude classes, it is seen that the average elevation is 1757 m, the lowest point is 980 m and the highest point is Dedegöl Mountain with 2986 m in this area.

In terms of slope classes, while the nearly flat areas with a slope of 5-10% used to occupy an area of 27.21% in the former borders of the Beyşehir Lake National Park, as a result of the border change, this ratio decreased to 18.54%. On the other hand, it was calculated that the areas with a slope class of 20-50% increased from 15.97% to approximately 30.17%. In the Kızıldağ National Park, it is seen that there is no significant change in terms of slope classes as a result of the border change and that approximately 40% of the area is in the slope class of 20-50%

It is understood that there are the smallest changes before and after the border change in both national parks in terms of aspect classes, and in general, Eastern and Northeast-facing lands occupy more area. East-facing lands covering an area of 16.94% in Beyşehir Lake National Park have increased to 24.34% due to border changes.

Using the satellite data of the study area, various band combinations and multi-band (RGB) images were produced to better define the area and improve visual interpretation.

The change analysis was performed on the NDVI bands of all three dates with RCA (Raster Change Analysis), which is an extension of QGIS 3.10.0, and the change map in the vegetation was revealed (Figure 4). In change analysis, green colors indicate an increase in vegetation cover and blue color indicates a decrease in vegetation cover. When the findings are evaluated, it is seen that there is an increase in vegetation cover in the period from 1990 to 2018 (Figure 5).

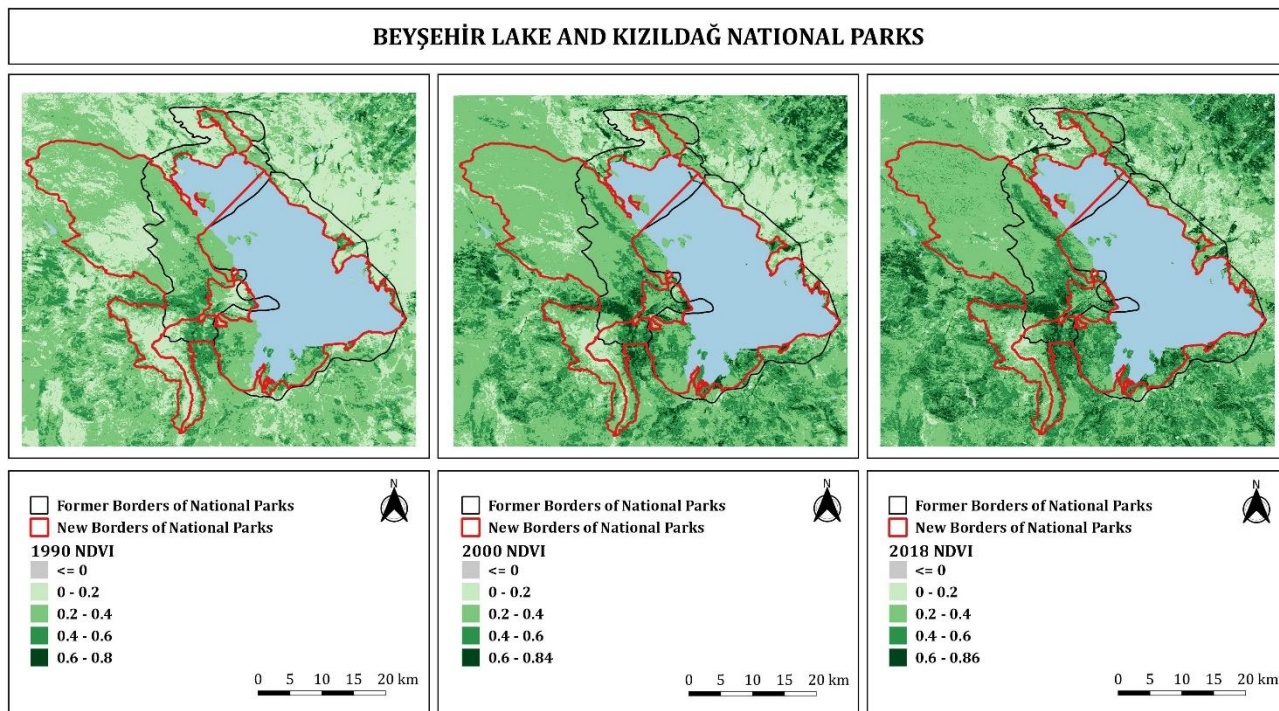


Figure 4: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

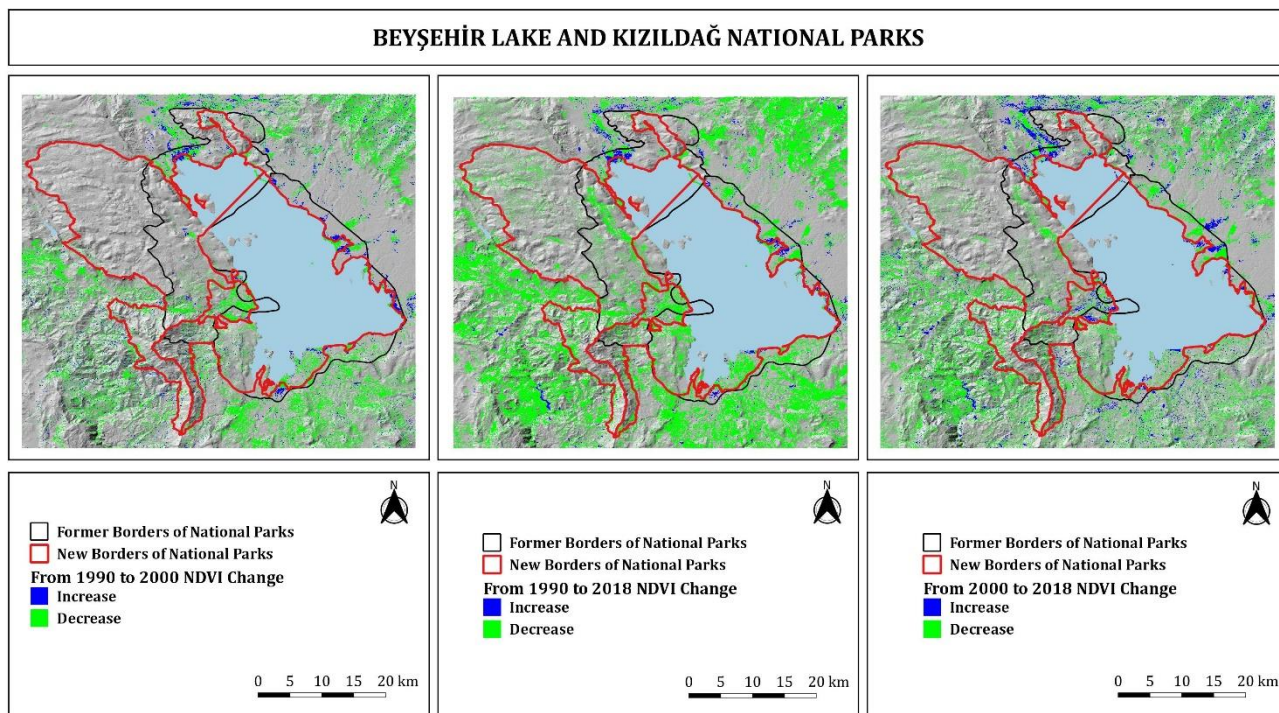


Figure 5: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) Change Analysis

In order to determine the change in land cover and land use, CORINE data were re-categorized according to the classes created as determined in the method (Figure 6). The From-To analysis was used to determine the variation of the area between classes. Before the change analysis, land cover and land use classes were coded with numbers from 1 to 8 to simplify outputs and legend representations. According to the results of the change analysis, the from-to map between 1990-2000 is presented in Figure 7 and the change between 2000-2018 is presented in Figure 8, spatially.

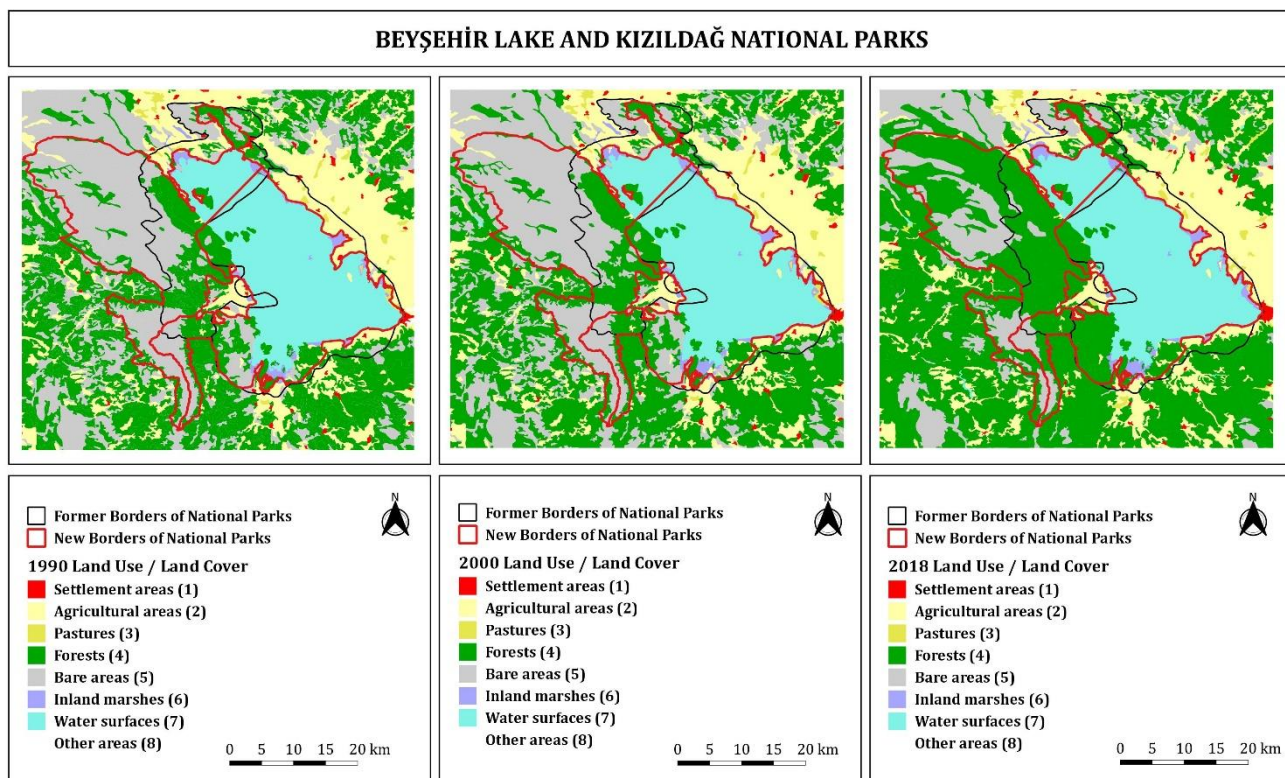


Figure 6: Beyşehir Lake and Kızıldağ National Park Land Cover and Land Use for the Years 1990-2000-2018

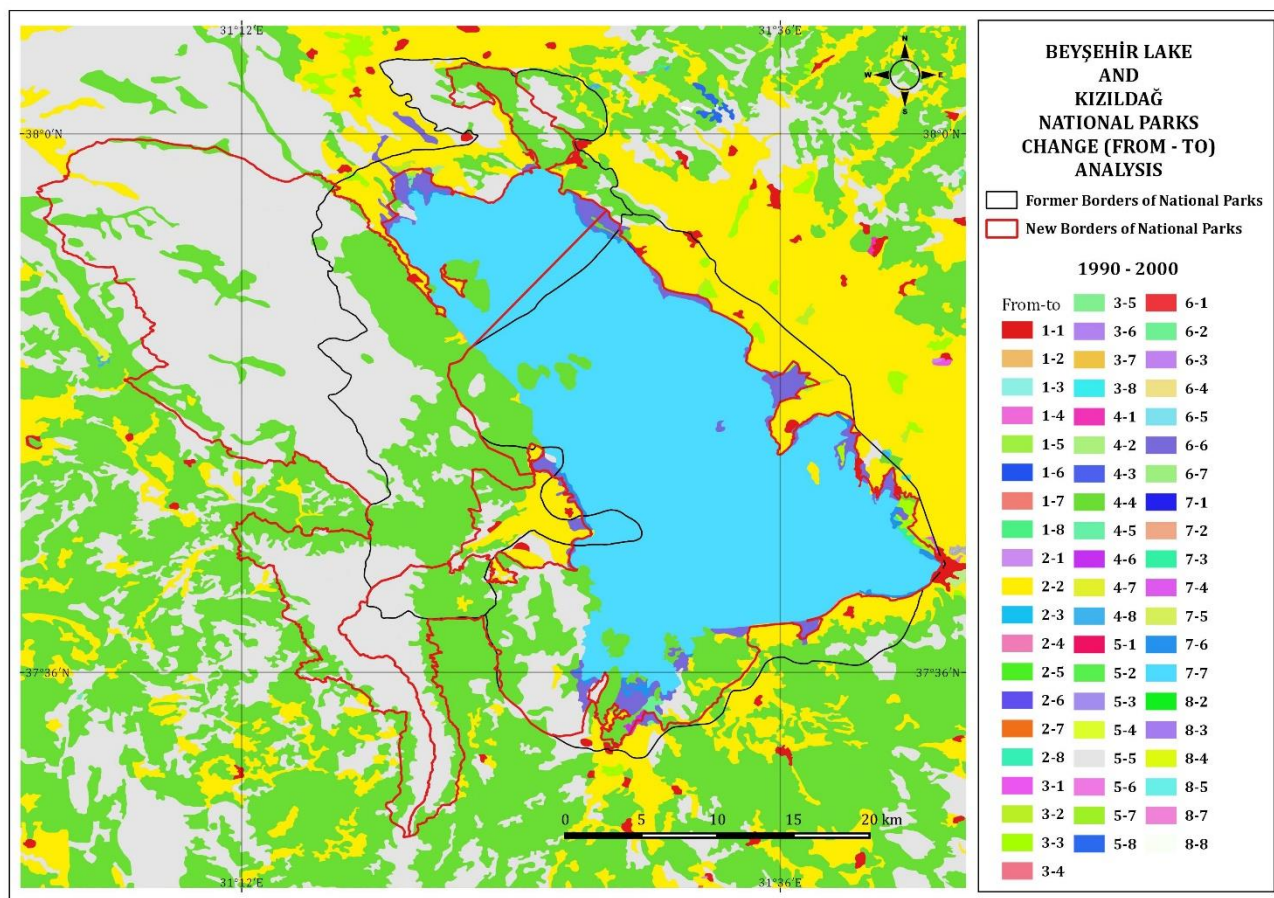


Figure 7: From-to Analysis of Beyşehir Lake and Kızıldağ National Park for the Years between 1990-2000

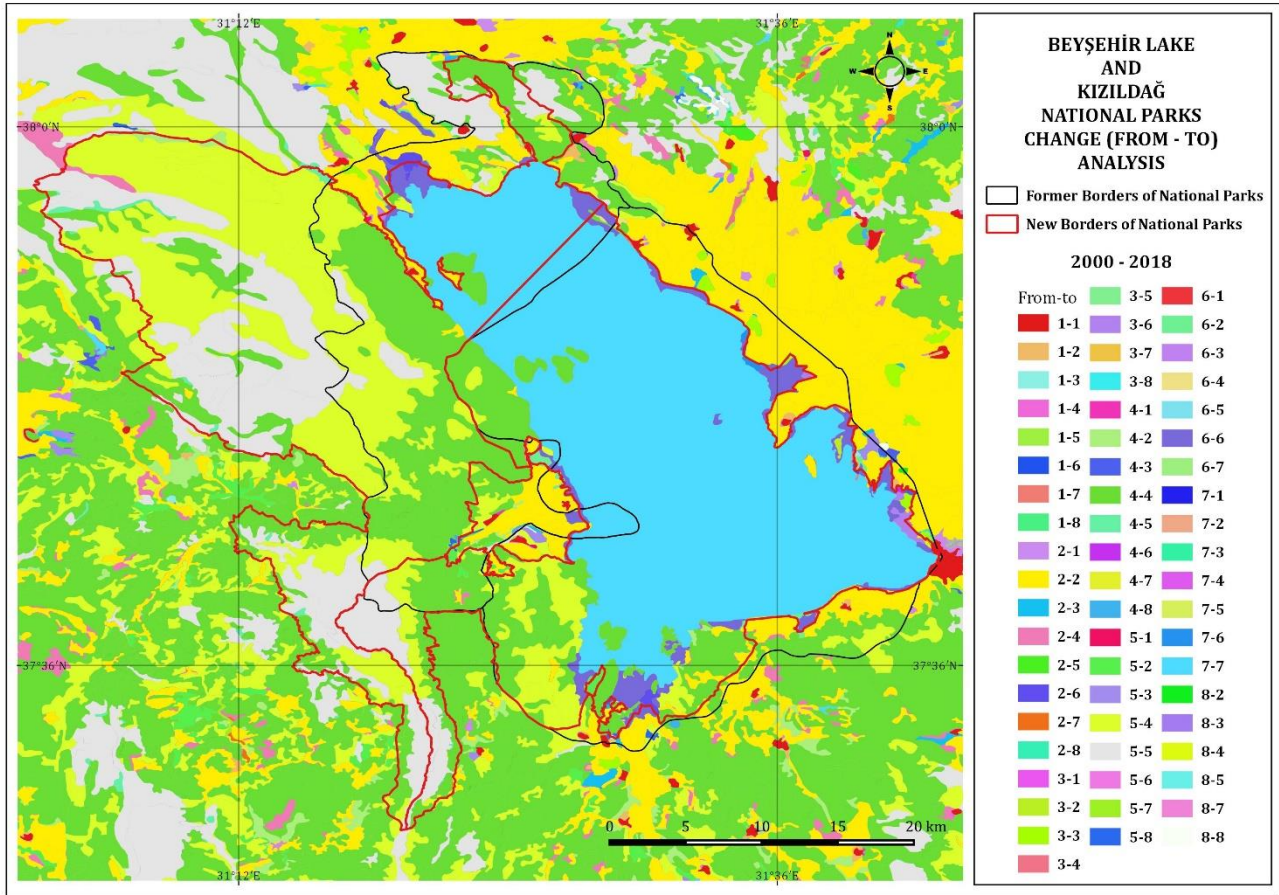


Figure 8: From-To Analysis of Beyşehir Lake and Kızıldağ National Park for the Years between 2000-2018

When the results of the land cover and land-use change analysis of Beyşehir Lake National Park between 1990-2000 were examined; It is seen that 603.36 ha water surface area and 89.61 ha forests transformed into inland marshes , 84.65 ha water surface area transformed into pastures, and 107.50 ha pastures and 155.12 ha inland marshes were reduced to agricultural area. In addition, 29.26 ha of pastures and 20.59 ha of water surface were transformed into settlement areas. As a result, it is possible to say that the size of terrestrial marsh, agriculture, and settlement areas increased.

According to the results of the land cover and land-use change analysis in Beyşehir Lake National Park between the years 2000-2018, it is seen that 6.15 ha settlement areas turned into bare areas, 2.35 ha agricultural area and 21.74 ha settlement areas turned into other areas. Inland marshes increased as a result of the decrease of 4.85 ha bare areas, 309.53 ha pastures, 38.04 ha forests, 129.44 ha water surface area, 171.59 ha agricultural area, and 22.60 ha residential area. Between the years mentioned, 204.20 ha bare areas, 394.16 ha pastures, 126.21 ha forests, 182.22 ha agricultural area and 34.17 ha settlement areas decreased and turned into pastures, 5450.46 ha bare areas, 61.46 ha inland marshes, 38.13 ha water surface area, 106.05 ha agricultural area, and 8.41 ha settlement areas transformed into forests, 17.66 ha forests, 31.56 ha inland marshes, 14.65 ha agricultural area and 57.38 ha agricultural area transformed into water surface areas. In addition to these changes, it is observed that the settlements and agricultural areas increase. In this context, 244.20 ha bare areas, 14.96 ha other areas, 236.89 ha inland marshes, 55.90 ha pastures, 162.25 ha forests and 141.17 ha settlement areas turned into agricultural areas, and 53.03 ha agricultural area, 14.88 ha bare areas, and 3.88 ha inland marshes turned into settlement areas.

According to the results, no significant change happened in the Beyşehir Lake National Park between 1990 and 2000, but it is seen that while the residential areas have decreased by 2018, forests and terrestrial marshes have increased. With the new border regulation, agricultural areas increased from 11345.82 ha in 1990 to 11981.23 hectares in 2000 and to 11981 hectares in 2018. As a result of the border change, agricultural lands decreased to 1529.27 hectares. In this process, the residential areas were 591.03 hectares in 1990 and 640.87 hectares in 2000 and 421 hectares in 2018. As a result of the border change, 11 settlement areas including Çiftlikköy, Gölkaşı, Akburun, Kuşluca, Budak, Tolca,

Kireli, Karadiken Yeşildağ, and Kurucuova and Gölyaka villages were moved out of the national park border and the settlement areas decreased to 19.92 hectares.

According to the results of the land cover and land-use change analysis of Kızıldağ National Park for the period between 1990 and 2000, no spatial change occurred in bare areas, other areas, pastures, forests, water surfaces, and residential areas. Between 1990 and 2000, 183.29 ha water surface area turned into terrestrial marshes, and 25.76 ha inland marshes, 104.38 ha pastures, 39.88 ha forests, and 20.43 ha water surface area turned into agricultural areas. As a result, it was determined that agricultural areas increased by 190.44 ha and inland marshes increased by 183.29 ha in 2000.

When the results of land-use change analysis of Kızıldağ National Park between 2000 and 2018 are analyzed, it is seen that 29.29 ha forests and 29.26 ha agricultural area decreased and turned into bare areas. In addition, 18.96 ha forests and 52.43 ha bare areas decreased to 291.98 ha agricultural area, 8.59 ha water surface area and 2.46 ha forests and 5.50 bare areas decreased to terrestrial marsh are, 60.28 ha agricultural area, 18.32 ha forests, 48.94 ha inland marshes and 25 ha bare areas decreased, turned into pastures. On the other hand, it is seen that 8973.78 ha bare areas, 21.68 ha inland marshes, 11.52 ha water surface, 234.53 ha agricultural area, and 11.29 ha settlement areas have been transformed into forests. It was found that there was an increase in water surfaces, 276.81 ha bare areas, 163.92 ha inland marshes, 144.67 ha forests, and 119.55 ha settlement areas decreased and turned into agricultural areas, and a change of approximately 50 ha had occurred.

Forests are the largest land cover in terms of the area occupied in Kızıldağ National Park. Forests which were 20674.35 hectares in 1990 were 20634.38 hectares in 2000 and 29652.37 hectares in 2018. With the border change, it has increased approximately 2.5 times and reached an area of approximately 50000 hectares. Dedegöl Mountain's inclusion in the national park is considered to be effective in this increase. Inclusion of Dedegöl Mountain, which has a rare mountain ecosystem, in the national park is important for preserving the ecosystem's integrity.

With the change of border in Kızıldağ National Park, a total of 5 settlement areas including Yenişarbademli district center, Gölkonak, Gedikli, Sarıkaya, and Karayaka villages were taken out of the national park's borders. Thus, no settlement areas were left within the borders of both national parks (Figure 9). In this context, the effect of the law and regulation sanctions which are very restrictive for the local people, but which are very important in terms of nature protection and sustainability, has disappeared.

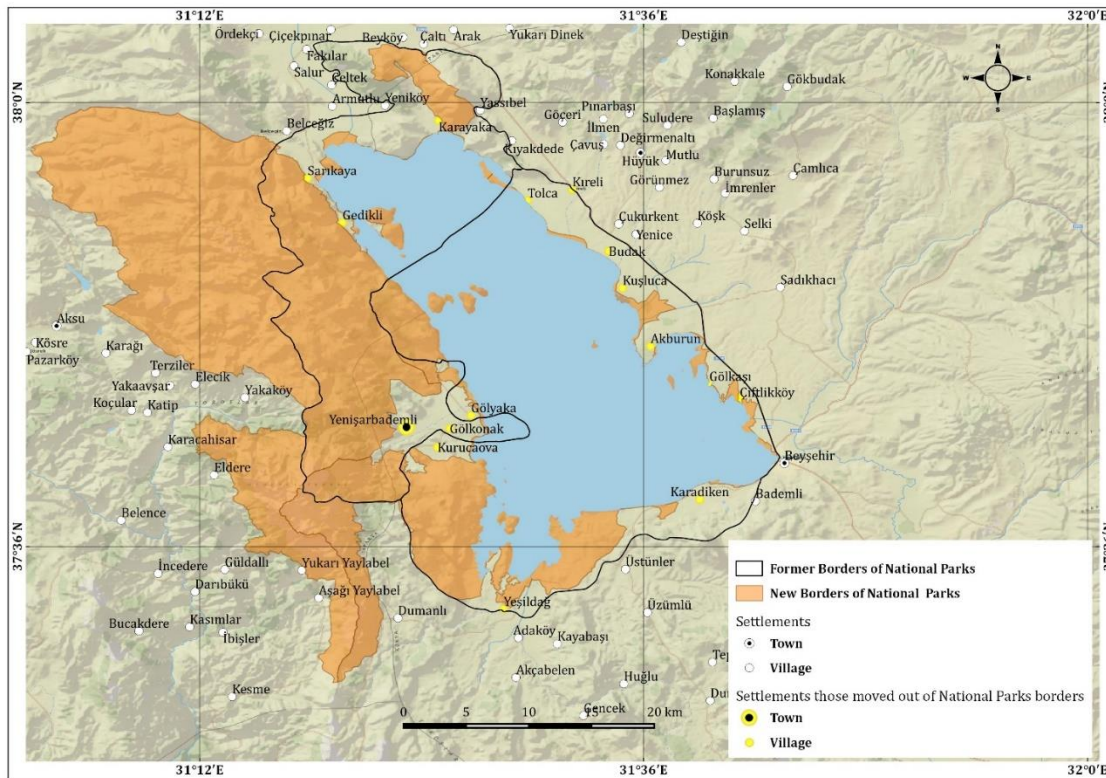


Figure 9: Settlement Areas Those Moved Out of Beyşehir and Kızıldağ National Park Borders

When both national parks are considered together, the agricultural areas around the lake and its surrounding area decreased to approximately 17500 hectares between 1990 and 2000, with the new border arrangement, decreased to 2100 hectares. It is seen that the evaluation of the agricultural areas around the lake within the scope of good agricultural and/or ecological farming practices is important for Beyşehir Lake and its associated ecosystems.

The border line of Beyşehir Lake in the region between the Tolca Village - Kireli Village - Beyşehir District center, although it changed from place to place, was bordered by D330 highway, which is 2500 m away from Beyşehir Lake, and this border has been moved to the coastal border (approx. 100 m from coastal line towards land) with the last border change. With this change, the buffer zone constituting the protection zone on the lakeshore became very narrow and even disappeared. It is thought that the narrowing of this distance and/or the elimination of the buffer zone may adversely affect Lake Beyşehir and its connected ecosystems, depending on land-use preferences.

RESULT

Remote sensing and geographic information systems are very useful tools for developing conservation strategies and making effective and feasible decisions. The researches, utilizing remote sensing and geographic information systems allow the optimum use of time and material resources in the evaluation of natural parameters such as land size, landforms, vegetation and variety of land uses. These technologies are widely used in determining the effects of urban development on the ecosystem and in studies on land cover and land use. However, it is limited in determining the changes in land cover and land use occurring in protected areas, such as national parks. The study is expected to serve as an example for future research in the context of the method and data set used to determine land cover and land-use change in protected areas.

In this study, physical changes caused by the border change in the Beyşehir Lake and Kızıldağ National Parks, and consequently land cover and land-use changes were determined spatially. These two national parks with intersecting borders are quite rich in terms of their natural resources such as wetlands, forests, and mountain ecosystems, and cultural, historical, archeological, ethnographic, folkloric, etc. values. According to the analyses and evaluations, it is seen that the border change is made because of anthropogenic pressures. In this context, long-term development plans should be developed and implemented for the new borders in order to ensure the sustainability of the natural and cultural resource values of both national parks, especially Lake Beyşehir, within the balance of protection and utilization. In these plans, especially the cultural and socio-economic structure and demographic characteristics of the people of the region should be taken into consideration and the opportunities to benefit from national parks should be analyzed correctly. This study undoubtedly could be analyze by spatially identifying and quantifying change. It is thought that the changes identified in this study can be used to develop planning and conservation strategies.

Kaynakça / References

- Akyol, A., Türkoğlu, T., Bekiroğlu, S. & Tolunay, A. (2018). Resident perceptions of livelihood impacts arising from the Kızıldağ National Park, Turkey. *Environment, development and sustainability*, 20(3), 1037-1052.
- Alkan, H. & Ersin, M. Ö. (2018). Korunan doğal alanlarda insan-yaban hayatı çatışması. *Türkiye Ormanlık Dergisi*, 19(3), 284-292.
- Anonim.(2018), Resmi Gazete. 25.09.2019 tarihinde <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2018/11/20181127-3.pdf>, adresinden edinilmiştir.
- Antrop, M. (2005). Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70(1-2), 21-34.
- Bozkaya, A. G., Balcık, F. B., Goksel, C. & Esbah, H. (2015). Forecasting land-cover growth using remotely sensed data: a case study of the İgneada protection area in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(3), 59.
- Buttner, G., Steenmans, C., Bossard, M., Feranec, J. & Kolar, J. (2000). Land Cover - Land use mapping within the European CORINE programme. *Remote Sensing for Environmental Data in Albania : A Strategy for Integrated Management*, 72, 89-100.
- Campbell, J. B. & Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing*: Guilford Press.
- Chander, G. & Markham, B. (2003). Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and remote Sensing*, 41(11), 2674-2677.
- Congedo, L. (2013). Semi-automatic classification plugin for QGIS. *Sapienza Univ*, 1-25.
- Çivi, A., Akgündüz, E., Kalaycı, K., İnan, Ç., Sarıca, E. & Toru, E. (2009). *CORINE (Coordination of Information on the Environment) Projesi*. Paper presented at the TMMOB Coğrafi Bilgi Sistemleri Kongresi, İzmir.
- Çoban, H. O. & Eker, M. (2009). SRTM verileri ile bazı topoğrafik analizler: Isparta Orman Bölge Müdürlüğü örneği. *Türkiye Ormanlık Dergisi*, 2, 76-91.
- Çoban, H. O., Koç, A. & Eker, M. (2010). Investigation on changes in complex vegetation coverage using multi-temporal landsat data of Western Black sea region-A case study. *Journal of environmental Biology*, 31(1/2), 169-178.

- de Lima, N. (2005). *IMAGE2000 and CLC2000 Products and Methods, Joint Research Centre (DG JRC)*. Retrieved from
- Dinç, A. & Öztürk, R. (2013). Beyşehir Gölü milli parkı'nın Ekoloji ve turizm bakımından araştırılması. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 6(1), 118-123.
- Fawzi, N., Husna, V. & Helms, J. (2018). *Measuring deforestation using remote sensing and its implication for conservation in Gunung Palung National Park, West Kalimantan, Indonesia*. Paper presented at the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.
- Feranec, J., Hazeu, G., Christensen, S. & Jaffrain, G. (2007). Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy*, 24(1), 234-247.
- Gottschalk, T., Huettmann, F. & Ehlers, M. (2005). Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 26(12), 2631-2656.
- Gündoğdu, K. S. & Bantchina, B. B. (2018). Landsat Uydu görüntülerinden NDVI Değer dağılımının parsel bazlı değerlendirilmesi: Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Çiftlik Arazisi Örneği. *Bursa Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 32(2), 45-53.
- Güneş, G. (2011). Korunan alanların yönetiminde yeni bir yaklaşım: katılımcı yönetim planları. *Ekonomi Bilimleri Dergisi*, 3(1), 47-57.
- Güngör, S. & Arslan, M. (2003). Beyşehir İlçesi ve Yakın çevresi turizm ve rekreasyon kullanımına yönelik peyzaj potansiyelinin saptanması üzerine bir araştırma. *Selçuk Tarım Bilimleri Dergisi*, 17(32), 64-73.
- Hansen, A. J. & Rotella, J. J. (2002). Biophysical factors, land use, and species viability in and around nature reserves. *Conservation Biology*, 16(4), 1112-1122.
- Hatfield, J., Asrar, G. & Kanemasu, E. T. (1984). Intercepted photosynthetically active radiation estimated by spectral reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 14(1-3), 65-75.
- Hunter Jr, M. L., Redford, K. H. & Lindenmayer, D. B. (2014). The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists. *Conservation Biology*, 28(3), 641-645.
- Jantz, P., Goetz, S. & Jantz, C. (2005). Urbanization and the loss of resource lands in the Chesapeake Bay watershed. *Environmental Management*, 36(6), 808-825.
- Kareiva, P. & Marvier, M. (2012). What is conservation science? *BioScience*, 62(11), 962-969.
- Kennedy, R., Yang, Z., Braaten, J., Neldon, P. & Cohen, W. (2012). Monitoring landscape dynamics of National Parks in the western United States. *Remote Sensing of Protected Lands*, 57-94.
- Kervankıran, İ. & Eryılmaz, A. G. (2014). Isparta ili milli parklarının rekreasyonel faaliyetlerde kullanımı. *Marmara Coğrafya Dergisi*, 29, 81-110.
- Koç, A. (2006). İstanbul'daki hızlı şehirleşmenin yol açtığı ormansızlaşmanın uzaktan algılama verileriyle belirlenmesi. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 56(1), 55-71.
- Korkmaz, M. (2001). Orman kaynaklarında doğa turizmi etkinliklerinin ekonomik çözümlenmeleri. *Türkiye Ormanlık Dergisi*, 2(1), 111-134.
- Loveland, T. R. & Dwyer, J. L. (2012). Landsat: Building a strong future. *Remote Sensing of Environment*, 122, 22-29.
- Mace, G. M. (2014). Whose conservation? *Science*, 345(6204), 1558-1560.
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J. & Marshak, A. L. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481-486.
- Ohse, B., Huettmann, F., Ickert-Bond, S. M. & Juday, G. P. (2009). Modeling the distribution of white spruce (*Picea glauca*) for Alaska with high accuracy: an open access role-model for predicting tree species in last remaining wilderness areas. *Polar Biology*, 32(12), 1717-1729.
- Padró, J.-C., Pons, X., Aragónés, D., Díaz-Delgado, R., García, D., Bustamante, J. & Cristóbal, J. (2017). Radiometric correction of simultaneously acquired Landsat-7/Landsat-8 and Sentinel-2A imagery using pseudoinvariant areas (PIA): Contributing to the Landsat time series legacy. *Remote Sensing*, 9(12), 1319.
- Paolini, L., Grings, F., Sobrino, J. A., Jiménez Muñoz, J. C. & Karszenbaum, H. (2006). Radiometric correction effects in Landsat multi-date/multi-sensor change detection studies. *International Journal of Remote Sensing*, 27(4), 685-704.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. & Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Schroeder, T. A., Cohen, W. B., Song, C., Canty, M. J. & Yang, Z. (2006). Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 103(1), 16-26.
- Sims, K. R. (2010). Conservation and development: Evidence from Thai protected areas. *Journal of Environmental Economics and Management*, 60(2), 94-114.
- Singh, A. (1989). Review article digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), 989-1003.
- Soulé, M. (2014). The "new conservation". In *Keeping the wild* (pp. 66-80): Springer.
- Soulé, M. E. (1991). Conservation: tactics for a constant crisis. *Science*, 253(5021), 744-750.

- Şenol, E. (2019). Harşit Çayı Deltası'nda (Giresun) Arazi Kullanımının Zamansal Değişimi (1947 - 2017). *International Journal of Geography and Geography Education (IGGE)*, (39), 328-348.
- Theobald, D. M., Reed, S. E., Fields, K. & Soule, M. (2012). Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States. *Conservation Letters*, 5(2), 123-133.
- Ünlü, M. (1997). Gediz Akarsuyu Havzası'nda su kaynaklarının planlama ve yönetim sistemlerinde uzaktan algılama teknolojisinin kullanılması. *Marmara Öneri Dergisi*, 1(6), 201-205.
- Wang, Y., Mitchell, B. R., Nugranad-Marzilli, J., Bonyng, G., Zhou, Y. & Shriver, G. (2009). Remote sensing of land-cover change and landscape context of the National Parks: A case study of the Northeast Temperate Network. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1453-1461.
- Wang, Y. & Moskovits, D. K. (2001). Tracking fragmentation of natural communities and changes in land cover: applications of Landsat data for conservation in an urban landscape (Chicago Wilderness). *Conservation Biology*, 15(4), 835-843.
- Welch, R., Madden, M. & Jordan, T. (2002). Photogrammetric and GIS techniques for the development of vegetation databases of mountainous areas: Great Smoky Mountains National Park. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(1-2), 53-68.
- Wessels, K., De Fries, R., Dempewolf, J., Anderson, L., Hansen, A., Powell, S. & Moran, E. (2004). Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation: Examples from the Greater Yellowstone Ecosystem, USA and Pará State, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 92(1), 67-83.
- Wilkinson, P. F. (2003). Ecological integrity, visitor use, and marketing of Canada's national parks. *Journal of Park & Recreation Administration*, 21(2).
- Willis, K. S. (2015). Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation*, 182, 233-242.
- Yavuz, M. & Vatandaşlar, C. (2018). Korunan alanların zamansal ve ekolojik değişiminin parçalılık analizi yardımıyla izlenmesi: Karagöl-Sahara Milli Parkı örneği. *Ormanlık Araştırma Dergisi*, 5(1), 82-96.
- Yıldız, D. (2019). *Korunan alanlarda çatışma yönetimi: Küre Dağları Milli Parkı örneği*. (Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bartın Üniversitesi, Bartın). acikerisim.bartın.edu.tr:8080/xmlui/bitstream/handle/11772/510/Damla%20Yıldız.pdf?sequence=1&isAllowed=y adresinden edinilmiştir.
- Young, N. E., Anderson, R. S., Chignell, S. M., Vorster, A. G., Lawrence, R. & Evangelista, P. H. (2017). A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology*, 98(4), 920-932.