ÇANKIRI KARATEKİN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

SU EROZYONUNUN ÖNLENMESİ İÇİN SÜRDÜRÜLEBİLİR ALAN KULLANIM PLANLAMA SENARYOLARININ GELİŞTİRİLMESİ: SULAKYURT BARAJI HAVZASI

Arif ÖZTÜRK

PEYZAJ MİMARLIĞI ANABİLİM DALI

ÇANKIRI
2022

Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Arif ÖZTÜRK tarafından hazırlanan **"Su Erozyonunun Önlenmesi İçin Sürdürülebilir Alan Kullanım Planlama Senaryolarının Geliştirilmesi: Sulakyurt Barajı Havzası"** başlıklı tez çalışması 17/02/2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalında **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman **:** Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN

Jüri Üyeleri :

Başkan **:** Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN
Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı
Çankırı Karatekin Üniversitesi

Üye **:** Prof. Dr. Umut PEKİN TİMUR
Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı
Çankırı Karatekin Üniversitesi

Üye **:** Doç. Dr. Derya GÜLÇİN
Peyzaj Planlama Anabilim Dalı
Aydın Adnan Menderes Üniversitesi

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. İbrahim ÇİFTÇİ

Enstitü Müdürü

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğine göre hazırlamış olduğum "**Su Erozyonunun Önlenmesi İçin Sürdürülebilir Alan Kullanım Planlama Senaryolarının Geliştirilmesi: Sulakyurt Barajı Havzası**" başlıklı tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, tezin Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nden başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve bu çalışmanın Çankırı Karatekin Üniversitesi tarafından kullanılan "Bilimsel İntihal Tespit Programı"yla tarandığını, "intihal içermediğini" beyan ederim. Çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması halinde ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara razı olduğumu bildiririm. Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca gereğinin yapılmasını arz ederim (17/02/2022).

Arif ÖZTÜRK

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

SU EROZYONUNUN ÖNLENMESİ İÇİN SÜRDÜRÜLEBİLİR ALAN KULLANIM PLANLAMA SENARYOSU GELİŞTİRME: SULAKYURT BARAJI HAVZASI

Arif ÖZTÜRK

Çankırı Karatekin Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN

Su erozyonu arazi tahribatının en önemli sebeplerinin başında gelmektedir. Erozyon sonucu bozulmuş peyzajlarda başta ekosistem hizmetleri olmak üzere birçok konuda peyzaj onarımı gerekmektedir. Peyzaj onarımı için ekonomik ve yönetimsel anlamda öncelikli alanların ve bu alanlar için peyzaj onarımında yapılacak olan uygulamanın belirlenmesi oldukça önemlidir. Dünyada toprak kayıplarının önlenmesi için senaryoların üretildiği en önemli yöntem Yenilenmiş Evrensel Toprak Kayıpları Eşitliği (RUSLE)'dir. Kırıkkale ili Sulakyurt ilçesinde bulunan Sulakyurt Barajı Havzası'nın Sarıkızlı Çayı alt havzasında gerçekleştirilen bu çalışmada; i) toprak kayıplarının zamansal ve konumsal dağılımı, ii) toprak kayıplarının önlenmesi için arazi yönetim senoryalarının elde edilmesi amaçlanmıştır. Çalışma alanında potansiyel toprak kayıpları ortalaması 42,35 t ha^{-1} $yıl^{-1}$, gerçek toprak kayıpları ortalaması 39,49 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ olarak tahmin edilmiştir. Simülasyon modeline göre çalışma alanının %27,61'i (2872 ha) peyzaj onarımı için birinci derece öncelikli alandır. Havzada en fazla toprak kaybının tahmin edildiği arazi kullanımı olan ormanların %41,74'ü (1766 ha) birinci derece öncelikli alanlara girmektedir. Çalışma, peyzaj planlaması ve onarımında erozyon riskinin belirlenmesi ve toprak kayıplarının azaltılması için simülasyon modelleri üretilmesi ve onarımda kullanılacak yöntemlerin ortaya konulması için bir rehber hizmeti sunmaktadır.

2022, 63 sayfa

ANAHTAR KELİMELER: CBS, Onarım Senaryosu, RUSLE, Su erozyonu, Sarıkızlı alt havzası, Sulakyurt

ABSTRACT

Master of Science Thesis

DEVELOPMENT OF SUSTAINABLE LAND USE PLANNING SCENARIOS FOR PREVENTION OF WATER EROSION: SULAKYURT DAM BASIN

Arif ÖZTÜRK

Çankırı Karatekin University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Landscape Architecture

Advisor: Assoc. Prof. Dr. Ali Uğur ÖZCAN

Water erosion is one of the most important causes of land degradation. Landscape restoration is required in many areas, especially in ecosystem services, in landscapes degraded as a result of erosion. It is very vital to determine the priority areas and the application to be made in economic and management terms for landscape restoration. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) is the most prevalent method in which scenarios are produced in order to prevetion of soil losses in the world. In this study, which was carried out in the Sarıkızlı stream sub-basin of the Sulakyurt Dam Basin in Kırıkkale/Sulakyurt district, it was aimed to obtain temporal and spatial distribution of soil losses and create land management scenarios to prevent from soil losses. In study area, potential soil loss average was estimated as 42.35 t ha^{-1} $year^{-1}$ and actual soil loss average was estimated as 39.49 t ha^{-1} $year^{-1}$. According to the simulation model, 27.61% (2872 ha) of the study area is the first degree priority area for landscape restoration. 41.74% (1766 ha) of the forest, which is the land use where the highest soil loss is estimated in the basin, fall into the first degree priority areas. The study provides a guide for determining the erosion risk in landscape planning and restoration, producing simulation models to reduce soil losses, and revealing the methods to be used in restoration.

2022, 63 pages

Keywords: CBS, Reclamation scenario, RUSLE, Sarıkızlı subbasin, Sulakyurt Water erosion

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

"Su Erozyonunun Önlenmesi İçin Sürdürülebilir Alan Kullanım Planlama Senaryosu Geliştirme: Sulakyurt Barajı Havzası" adlı çalışma 2022 yılında, Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlanmıştır.

Tez danışmanım Doç. Dr. Ali Uğur ÖZCAN'a sabrı, rehberliği ve anlayışı için teşekkür ederim. Tez jürisinde bulunan tezi de bulunan eksiklikleri düzeltmemde yardımcı olan Çankırı Karatekin Üniversitesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü'nden Prof. Dr. Umut PEKİN TİMUR ve Aydın Adnan Menderes Üniversitesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü'nden Doç. Dr. Derya GÜLÇİN'ine teşekkür ederim. Tezimin her türlü aşamasında yardımlarını esirgemeyen Araş. Gör. İbrahim AYTAŞ'a, Tarım ve Orman Bakanlığı, 9. Bölge Müdürlüğü Sakarya Meydan Muharebesi Tarihi Milli Park Müdürlüğü Müdürü Ömer AYGÜL ve ekibine teşekkür ederim. Beni bugünlere getiren aileme şükranlarımı sunuyorum.

Arif ÖZTÜRK
Çankırı, Şubat 2022

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **i**
ABSTRACT ..... **i**
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR ..... **iii**
İÇİNDEKİLER ..... **iv**
SİMGELER DİZİNİ ..... **v**
KISALTMALAR DİZİNİ ..... **vi**
ŞEKİLLER DİZİNİ ..... **vii**
ÇİZELGELER DİZİNİ ..... **viii**
1. GİRİŞ **1**
2. LİTERATÜR ÖZETİ **6**
3. MATERYAL VE METOT **10**
3.1 Materyal **10**
3.2 Yöntem **14**
3.2.1 Toprak kaybı **14**
3.2.2 Peyzaj Onarım Senaryosu **18**
4. BULGULAR VE TARTIŞMA **20**
4.1 Potansiyel Toprak Kayıpları **20**
4.2 Sediment İletim Oranı **40**
4.3 Gerçek Toprak Kayıpları **42**
4.4 Peyzaj Onarım Senaryosu **44**
4.5 Peyzaj Onarımı İçin Öncelikli Alanlar **46**
5. SONUÇ **49**
KAYNAKLAR **50**
ÖZGEÇMİŞ **63**

SİMGELER DİZİNİ

'	Dakika
"	Saniye
%	Yüzde
°	Derece
and	Ve
cm	Santimetre
et al.	Ve diğerleri
ha	Hektar
kg	Kilogram
km^2	Kilometrekare
m	Metre
m^3	Metreküp
µ	Mikrometre
mm	Milimetre
ºC	Santigrat Derece
pp.	Ton
S	Sand (Kum)
Si	Silt (Toz)
t	Ton
vb	Ve bunun gibi
vd	Ve diğerleri

KISALTMALAR DİZİNİ

ABD	Amerika Birleşik Devleti
APM	Anadolu Palamut Meşesi
C	Bitkisel örtü ve ürün yönetimi faktörü
CBS	Coğrafi Bilgi Sistemleri
CORINE	Coordination of Information on the Environment
ÇEM	Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü
DEMİS	Dinamik Erozyon Modeli ve İzleme Sistemi
DSİ	Devlet Su İşleri
FAO	Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü
GPS	Küresel Konum Belirleyici
K	Toprağın erozyona duyarlılık faktörü
L	Eğim uzunluğu faktörü
OGM	Orman Genel Müdürlüğü
P	Toprak ve su koruma önlemleri faktörü
R	Yağış-akış aşındırıcı faktörü
RUSLE	Yenilenmiş Evrensel Toprak Kaybı Eşitliği
S	Eğim dikliği faktörü
SAY	Sürdürülebilir Arazi Yönetimi
SİO	Sediment İletim Oranı
SLR	Toprak Kaybı Oranı
SYM	Sayısal Yükseklik Modeli
T	Toprak Kaybı Toleransı
TKO	Toprak Kayıp Oranı
TR	Toprak Restorasyonu
TUİK	Türkiye İstatistik Kurumu
UNCCD	Birleşmiş Milletler Çölleşme ile Mücadele Sözleşmesi
USDA	Amerika Birleşik Devleti Tarım Bakanlığı
USGS	Science for a changing world
USLE	Evrensel Toprak Kaybı Denklemi

ŞEKİLLER DİZİNİ

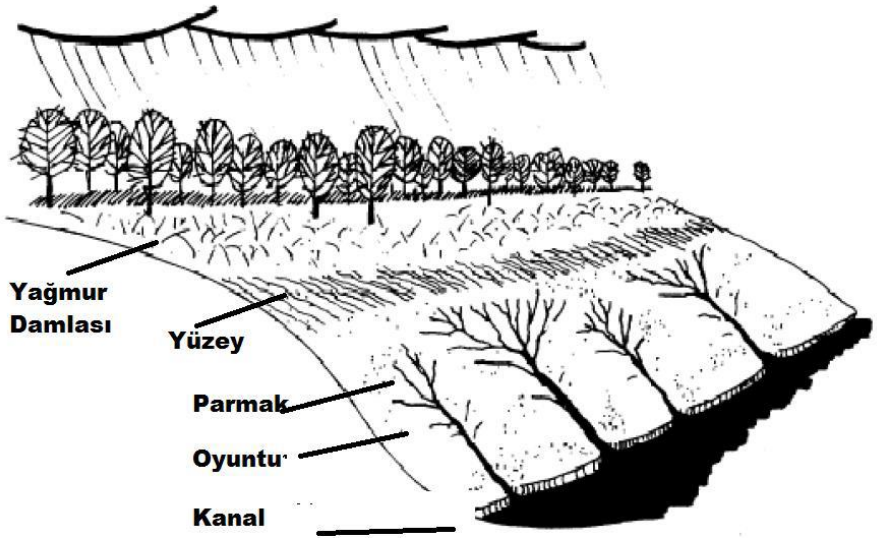
Şekil 1.1 Su erozyonu süreci 1
Şekil 3.1 Sarıkızlı Çayı havzası sentinal 2A uydu görüntüsü 11
Şekil 3.2 Faraşlı köyü ve meşe ormanları 12
Şekil 3.3 Alan kullanım türleri 13
Şekil 4.1 Saıkızlı Çayı havzası yıllık R faktörü (MJ mm ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası 22
Şekil 4.2 Sarıkızlı Çayı havzası aylık R faktörü (MJ mm ha^{-1} ay^{-1}) haritası 24
Şekil 4.3 Sarıkızlı Çayı havzası LS faktör haritası 25
Şekil 4.4 Sarıkızlı Çayı havzası ait aylara göre genel C faktör değerlerine ait kutu grağı 27
Şekil 4.5 Sarıkızlı Çayı havzası, aylara göre C faktörünün konumsal dağılımı 28
Şekil 4.6 Arazi kullanımlarının aylara göre C faktör değerlerini veren kutu grağı 30
Şekil 4.7 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık C faktör haritası 32
Şekil 4.8 Sarıkızlı Çayı havzası K faktörü (t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}) haritası 33
Şekil 4.9 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık potansiyel toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası 35
Şekil 4.10 Çalışma alanından alan kullanım türlerine ait fotoğraflar a) Tarım alanı, b) APM'nin kapalılık oranı % 50'den az olan tarım alanı, c) Seyrek APM'si kapalılığa sahip olan tarım alanı ve d) Orman alanı 36
Şekil 4.11 Aylık RUSLE (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) yöntemi ile potansiyel toprak kaybı haritası 38
Şekil 4.12 Ortalama potansiyel toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) gösteren çizgisel ve dairesel grağı 39
Şekil 4.13 Sarıkızlı Çayı havzası sediment iletim oranı haritası 41
Şekil 4.14 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası 43
Şekil 4.15 Sarıkızlı Çayı havzası simülasyon için hesaplanan CP faktör haritası 45
Şekil 4.16 Alan kullanım tiplerine göre toprak restorasyon haritası a) Mera, b) Tarım ve c) Orman 47

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1 Alan kullanım türlerinin alanları ve yüzdesi.....12
Çizelge 3.2 Çankırı Meteroloji istasyonu'na ait R faktör (MJ mm ha^{-1} $yıl^{-1}$) değerleri..15
Çizelge 4.1 Sarıkızlı Çayı havzası aylık R faktör (MJ mm ha^{-1} ay^{-1}) değerleri.....21
Çizelge 4.2 Sarıkızlı Çayı havzasına ait aylara göre C faktörü minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri.....26
Çizelge 4.3 Potansiyel toprak kaybına (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) ve RUSLE'ye ait faktörlerin minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri 34
Çizelge 4.4 Aylara göre potansiyel toprak kaybına (t ha^{-1} ay^{-1}) ait minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri.....37
Çizelge 4.5 Havza için potansiyel toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$), sediment iletim oranı ve gercek toprak kaybına (t $ha^{-1}yıl^{-1}$) ait minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri 42
Çizelge 4.6 Sarıkızlı Çayı havzası simülasyon için hesaplanan CP faktör değerleri.....44
Çizelge 4.7 Alan kullanım tiplerine göre öncelikli risk grubuna göre onarım alanları ..47
Çizelge 4.8 Onarım öncelikli riskli alanlar ve alan kullanım türlerine göre alınması gereken önlemler…….....……48

1. GİRİŞ

Toprak, dünyada tüm yaşamın üzerinde bulunduğu kırılgan bir tabakadır. Ayrıca toprak dünyada özellikle karasal alanlarda dinamik ve karmaşık ekosistemler oluşturan flora ve fauna elemanlarının ortak ihtiyaçlarıdır. Birincil ekosistem hizmetlerinin sunulmasını destekleyen ekosistemlerin ve dünya sistemi işlevlerinin hayati bir parçasıdır. Bunun yanında sağlıklı toprak, tarımın temelidir: gıda, yem, temiz su ve temiz hava gibi insan ihtiyaçlarını karşılamak için temel bir kaynaktır (Borrelli *et al.* 2017). Toprakların bozulması veya yok olması hem biyoçeşitliliği hem de insanların yaşamı için ihtiyaç duyduğu kaynakların azalmasına hatta yok olmasına yol açmaktadır. Toprak degredasyonu birçok sebepten meydana gelse de dünya genelinde en yaygın sebebinin erozyon olduğu açıktır. Toprak erozyonu, toprak agregatlarının fiziksel etkenler ile (yağış, rüzgar, vb.) parçalanması, sıçraması, taşınması ve birikmesi süreçleri içeren doğal bir olaydır ve normal erozyon veya jeolojik erozyon olarak adlandırılır (Şekil 1.1). Peyzajda morfolojik yapının oluşmasında en büyük etki erozyonun sonucudur. Toprak oluşumundan çok daha hızlı taşınımın meydana gelmesi bu alanın hızlandırılmış erozyona maruz kaldığının bir göstergesidir.



Şekil 1.1 Su erozyonu süreci (Kim 2006, Gökçe 2019)

Toprak erozyonu, toprak özelliklerine, zemin eğimine, bitki örtüsüne, yağış miktarına ve yağış yoğunluğuna bağlı olan karmaşık bir süreçtir (Selby 1982). Bitkisel örtüde azalmalara bağlı yağmur damlası erozyonu ile başlayan erozyon süreci kanal erozyonuda kadar devam etmektedir (Gökçe 2019).

Erozyona sebep olan veya erozyonu arttıran birçok neden bulunmaktadır. Bunların ana sebebi, arazi kullanımlarında meydana gelen değişimlerdir (Montgomery 2007). Özellikle orman, mera gibi doğal kaynakların başta tarım alanı olmak üzere insan kaynaklı kullanımı dönüştürülmesidir. Özellikle vejetasyon karakteristikleri, kapalılığı ve kök sistem yapılarında meydana gelen değişmeler zamanla erozyonu çok daha hızlanmasına neden olacaktır. Mera alanlarının aşırı otlatılması önemli bir nedendir. Koyun veya sığırlar tarafından aşırı tüketildiklerinde, bitkiler ihtiyaç duydukları iyileşme süresine sahip olmadıkları için vejetasyon kapalılığı azalır. Aynı zamanda bu otçullar tarafından toprak, ezilir ve sıkıştırılır. Böylece su daha hızlı bir şekilde yüzeysel akışa geçecektir. Erozyonun en fazla olduğu tarım alanlarında aşırı kullanılan kimyasallar (pestisit ve gübreler) toprak neminde mikroorganizmaların dengesizliğine neden olarak zararlı bakterilerin büyümesine neden olur. Toprak bozulması erozyonun daha da hızlanmasına yardımcı olacaktır. Buna ek olarak, bu alanlarda devamlı olarak sürülmesinden dolayı toprak yapısı bozularak taşınım artışı olacaktır. Sonuç olarak normal erozyonda eğim, vejetasyon gibi doğal elemanlar erozyonun derecesini belirlerken, tarım arazisinde meydana gelen erozyonu, peyzaj yapısı (örneğin, tarla düzeni ve teraslama), mahsulün türü ve ekim zamanlaması gibi alan kullanım kararları etkilemektedir.

Toprak erozyonu, toprağın verimli üst toprağını taşıdığı için başta tarım alanlarında olmak üzere diğer kaynaklarda verimsizliğe yol açmaktadır. Örneğin toprak erozyonu sürdürülebilir üretimi engelleyerek gıda güvenliğini tehlikeye atar. Topraklarda depolanan karbonun açığa çıkartarak ve atmosferdeki sera gazı emisyonlarını arttırarak iklim değişikliğinde önemli rol oynar. Topraklardaki su tutma ve besin kapasitelerini azaltır. Su kullanım verimliliğini ve üretkenliğini azaltarak toprakların gelişim süreçlerini etkiler. Toprakların sağladığı ekosistem hizmetlerinin fonksiyonelliğini azaltır. Biyolojik çeşitliliğin yaklaşık %25'ine ev sahipliği yaptığı toprakları taşıyarak ya da bozarak

biyoçeşitliliğe zarar verir. Bununla birlikte, toprak erozyonu nedeniyle toprakla taşınan kimyasal maddelerce temiz su kaynakları kirlenir. Erozyon barajların doldurulmasına neden olarak, enerji üretimini azaltır. Buna ek olarak toprak erozyonu ile mücadele edebilmek için harcanan para miktarını arttırır.

Dünyada toprak erozyonun miktarı üzerine yeterli çalışma olmamakla birlikte, tahmin edilen toprak kayıpları modellemeler ile tahmin edilmektedir. Borelli vd. (2017) küresel boyutta 2001 yılı için 35 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ ve 2012 yılı için 35,9 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ potansiyel toprak kaybı tahmin etmişlerdir. Arazi kullanımı değişimleri ile birlikte çoğunluğu Asya ve Afrika kıtasında olmak üzere on iki yıllık süre içerisinde %2,5 bir artış meydana gelmiştir. Guerra vd. (2020) göre, 2001 ve 2013 yılları arasında toprak korumanın zamansal dağılımı göz önüne alındığında, dünyadaki birçok bölge zıt eğilimler yaşamış olsa da, küresel toprak korumasında ~ %2,6'lık bir azalma olmuştur. Bu azalma, çoğunlukla su basmış otlaklar ve savanlardaki (− %10,1), ılıman otlaklar ve ovalardaki (−%6,6), Akdeniz bölgelerindeki (su basmış çayırlar ve savanlardaki (−%5,5) ve ılıman geniş yapraklı ve karışık ormanlardadır. Ama bunun aksine yüksek yağışlı dağlık alanlarda %11,7'lik bir artış bulunmuştur. Türkiye'de ise su erozyonu sonucunda her yıl 642 milyon ton toprak yer değiştirmektedir. Bu bulgu ortalama 8,24 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ toprak kaybının meydana geldiğini göstermektedir (Erpul vd. 2018).

Toprak erozyonunda yalnızca fiziksel süreçlere odaklanılması, bozulma nedenlerinin yalnızca kısmi bir açıklamasıdır. Sonuçta, fiziksel süreçlerle ilgilenen bilim insanları, erozyonun kontrol altına alınmasında bitkisel ürün yönetimi ve mühendislik önlemlerinin rolünü iyi bilmektedir. Erozyonun diğer bir boyutu sosyo-ekonomik etkileridir. Özellikle, üst havzalarda erozyonu kontrol altına almaya çalışan kamu kurumları (OGM, DSİ, vb.), enerji üretimi sağlayan baraj ile tarım topraklarında erozyonun başlatmada veya kontrol etmede tarım paterni veya bitki örtüsü yoğunluğunun oynadığı rolü anlayacaktır. Bu faktörün, sosyo-ekonomik faktörlere tepki veren çiftçiler ve otlaklardan güçlü bir şekilde etkilendiği oldukça açıktır. FAO liderliğindeki Küresel Toprak Ortaklığı (2017), dünya çapında ekilebilir alanlardan her yıl 75 milyar t (Pg) toprağın aşındığını ve bunun da yılda 400 milyar ABD Doları tutarında tahmini mali kayba karşılık geldiği bildirmektedir. Syvitski vd. (2005) dağlık alanlarda önemli ölçüde artan yamaç erozyonuna rağmen,

insan faaliyetinin, baraj inşaatı nedeniyle okyanuslara sediment taşınımını yarı yarıya azalttığını tahmin etmiştir.

Peyzaj planlaması ve yönetimi, sürdürülebilir ekosistem hizmetlerinin sağlanabileceği kalkınmayı sağlamak için peyzajları geliştirmek, restore etmek veya oluşturmak için ileriye dönük bir eylemi benimsemektedir (Yu 2017). Arazi kullanımı veya yönetim uygulamalarına müdahale edilmek suretiyle ekosistem restorasyonun gerçekleşmesi ile ekosistem işlev ve hizmetlerinin iyileştirilmesine imkan sağlayacaktır (Hobbs and Harris 2001). Arazi tahribatının ortak nedeni olan yanlış arazi kullanımı ve yönetim uygulamaları peyzaj planlamanın önemini arttırmaktadır (Stavi and Lal 2015). Ekosistem işlevlerini ve hizmetlerini desteklemek ve gıda güvenliğini artırmak için gerekli olan arazi kaynaklarının miktar ve kalitesinin belirli zamansal ve mekansal ölçekler ve ekosistemler içinde sabit kaldığı veya arttığı bir durum olarak tanımlanan Arazi Bozulumunun Dengelenmesi (ABT Land Degradation Neutrality) protokülünde ve Toprak Tematik Stratejisinde kavramsal çerçevesinde tanınan önemli bir arazi bozulma süreci (UNCCD 2016) protokolün uygulamasının temel ilkelerinden birisidir. ABT'nin uygulanması, entegre arazi kullanım planlaması yoluyla peyzaj düzeyinde yönetilirken, başarı ulusal düzeyde değerlendirilir (Cowie *et al.* 2018). Sürdürülebilir arazi yönetiminde (SAY) müdahale hiyerarşisinin uygulanması; arazi bozulmasının önlenmesinin mümkün olduğu arazilere müdahaleye öncelik vermeye, sonrasında SAY uygulamaları yoluyla azaltmanın uygun olduğu arazilerde devam etmeye ve son olarak restorasyon veya rehabilitasyon için uygun araziler üzerinde müdahale şeklini belirlemeye dayanmaktadır. Bu nedenle müdahale hiyerarşisinin odak noktası, belirli bir saha için yatırıma öncelik vermek değil, daha çok ABT'ye ulaşmak için en uygun müdahale kombinasyonunu takip ederek peyzaj ölçeğinde arazi kullanım planlamasıdır (Cowie *et al.* 2018).

Yarı kurak kırılgan bir ekosisteme sahip olan Sulakyurt'ta gerçekleştirilecek bu çalışmada; i) baraj havzasında peyzaj desenlerinin toprak kayıpları üzerindeki etkilerinin zamansal ve mekânsal olarak değerlendirilmesi, ii) toprak kayıplarının kontrol edilmesi için peyzaj onarım senaryolarının değerlendirilmesi ve iii) peyzaj planlamada erozyon fonksiyonunun ve riskli alanların ortaya konulması sağlayan bir rehber niteliğini olan bir çalışmasının ortaya konulması amaçlanmıştır.

Araştırma alanı olarak Kırıkkale ili Sulakyurt ilçesinde yer alan Sarıkızlı Çayı havzası seçilmiştir. Bu alanın seçilmesinde; Sarıkızlı Çayı üzerine Sulakyurt Barajı inşaa edilmesi, havzada farklı arazi kullanımlarının olması ve bunun yanında çok fazla alanda olmayan park orman ve ağaçlı tarım alanlarında (APM) bulunması, yarı kurak ve kırılgan bir ekosistem içerisinde yer alması etki olmuştur. Ayrıca alan seçilmesinde, bu alanda daha önce erozyonla ilgili bilimsel çalışmaların olmaması etkili olmuştur.

Peyzaj yönetimi peyzajlardaki alan kullanımlarının ve insan faaliyetlerinin analizine, planlanmasına ve değerlendirilmesine yönelik bir yaklaşımdır. Peyzaj yönetiminin amacı ekosistemlerin ve kaynakların ekonomik, sosyal ve çevresel sürdürülebilirliğini sağlayarak peyzajların uzun dönemde devamlılığını sağlamaktır. Giorgis (1995) peyzaj yönetiminin dört ilkesinde peyzaj çeşitliliğinin korunması ilkesi altında rüzgar ve su erozyonuna karşı önlemler alınarak peyzaj yapısının korunması gerektiğini belirtmiştir. Bu bağlamda su erozyonu peyzaj bozulmalarının en önemli sebeplerinden aynı zamanda sonuçlarından birisidir. Ayrıca, su erozyonu diğer ilkelerden olan biyoçeşitliliğin korunmasını küresel, bölgesel ve lokal ölçekte etkilemektedir. Dolayısıyla, su erozyonun önlenmesi peyzajın ve habitatların sağlıklı bir şekilde devam etmesini sağlayacaktır. Türkiye'de peyzaj planlamasına yönelik farklı çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Fakat bu çalışmada analitik olarak erozyonun şiddeti, risk noktaları ve taşınan toprağın miktarı hesaplanarak çalışma alanı için toprak kayıpları risk haritaları oluşturulacaktır. Elde edilen toprak kayıplarına bağlı olarak peyzaj bozulmalarının olduğu alanlar belirlenecektir. Peyzaj bozulmalarının olduğu alanlarda toprak ve su korumada peyzaj yönetimi için öncelikli alan senaryoları geliştirilecektir. Bu çalışmanın sonuçları, peyzaj desenleri ile toprak kayıpları arasındaki ilişkiyi ortaya koymasına, sürdürülebilir peyzaj yönetiminin teşvik edilmesine, peyzaj bozulması olan alanlar için peyzaj planlaması alternatifleri sunulmasına ve planlama için yeni yöntemler üretilmesine katkı sağlayacaktır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Erozyon dünya için olumlu veya olumsuz birçok etkiye sahiptir. Ruhe (1969)'ye göre en temel çıkarım yer şekillerinin çoğunun erozyonun ürünü olduğudur. Bu nedenle peyzajın şekillenmesinde büyük ölçüde erozyonun tasarımı bulunmaktadır. Bununla birlikte, birçok olumsuz etkiye de sahiptir. Artık tartışılan sadece toprakların taşınması değil, toprağın içerisindeki kimyasal ve gübrelerin taşınmasıdır (Morgan 2009). Erozyon tarım alanlarında verimin azalmasına neden olur (Bogunovic *et al.* 2018). Biriktiği göl/göletlerde sucul ortamların yaşamına tehdit oluşturmaktadır. Sediment akarsuların üzerine kurulan barajlarda birikmekte ve barajların ekonomik olarak ömrünü kısaltarak ve enerji üretimini azaltmaktadır (Saygın *et al.* 2014, Özcan 2016, Aga *et al.* 2018). Toprak erozyonu rüzgâr, yağış gibi kinetik enerjiden, toprağın erozyona karşı savunmasızlığından ve arazi örtüsü ve yönetim özelliklerinden etkilenir (Aksoy and Kavvas 2005, Panagos *et al.* 2015a). Bu etkinin sunucunda, dünya genelinde 12-15 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ (Van den Biggelaar *et al*. 2003), Avrupa Birliği ülkelerinde 2,46 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ (Panagos *et al.* 2015a), Türkiye'de 8,24 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ (Erpul vd. 2020) toprağın erozyona taşındığı tahmin edilmektedir.

Erozyon kontrolü, peyzaj planlama için önemli olduğu kadar ekosistem servisleri açısından da önemlidir. Ekosistem servislerinden, düzenleyici hizmetler grubu içinde yer almaktadır (Groot 2006, Kaya ve Uzun 2019). Peyzaj planlamasının erozyonu kontrol etmenin etkili bir yolu olduğu kanıtlanmış olup, çevre yönetimi için kurumsal bir çerçevenin formüle edilmesi gerektirmektedir (Olewasegün 2012). Dünyada insan etkileri ile orman ve mera alanları tahrip edilerek işlenmekte, bu doğal peyzaj alanlarındaki arazi kullanımlarında uygun olmayan değişimlere yol açmaktadır (Madenoğlu ve Erpul 2018). Madenoğlu ve Erpul (2018) göre, arazi kullanım değişimleri bir çok doğal kaynak, yüzey akış ve erozyon gibi ekolojik süreçleri etkilediğini ve toprağın çevresel etkilere karşı direncini değiştirmektedir. Özellikle Türkiye'de toprak erozyonu, çölleşmenin en önemli nedenlerinden birini oluşturmaktadır ve sürdürülebilirliğin sağlanabilmesi için gerekli önlemler alınması gerekmektedir (Erpul ve Deviren 2012). Erozyonun azaltılması için bozulmuş olan peyzajların, peyzaj planlanması ve yönetiminde (Pena *et al.* 2020) veya toprak koruma önlemlerinin

(Panagos *et al.* 2015a) alınmasında farklı peyzaj onarım tekniklerini bir arada kullanılması gereklidir.

Toprak koruma önlemleri için toprak erozyonun izlenmesi önemli bir araçtır. Fakat toprak kayıplarının belirlenmesi deneysel parsellerde olsa bile yüksek maliyetli ve zaman alıcıdır (Mohammed *et al.* 2020). Arazi yönetimi, bu erozyon süreçlerinin nasıl gerçekleştiğini ve hangi alanların toprak kaybına karşı savunmasız olduğunun tahmin ederek geliştirilebilir. Yüksek erozyona maruz alanlarda koruma önceliklerinin belirlenmesi ve veri sınırlılığı olan alanlarda erozyon riskini tahmin etmek için birçok ampirik su erozyonu tahmin modeli geliştirilmiştir (Aksoy and Kavvas 2005, Issaka and Ashraf 2017). Erozyonun azaltılması için peyzaj onarımı, planlanması ve yönetiminde (Russell and William 2001, Şahin ve Kurum 2002, Güleryüz 2016, Berberoğlu *et al.* 2020, Pena *et al.* 2020, Özcan and Aytaş 2020) ya da toprak koruma önlemlerinin (Panagos *et al.* 2016a) alınmasında farklı matematiksel modeller kullanılmaktadır. Toprak kayıplarının belirlenmesine yönelik en çok kullanılan model Yenilenmiş / Evrensel Toprak Kaybı Eşitliği (USLE/RUSLE)'dir (Wischmeier and Smith 1978, Renard *et al.* 1997). RUSLE, yağışların erozyon oluşturma gücü (R), toprakların erozyona karşı duyarlılık (K), eğim uzunluğu (L), eğim dikliği (S), arazi kullanımı ve arazi örtüsü (C) ve arazi yönetimi (P) faktörü olmak üzere altı değişkenin çarpılması ile tahmin edilmektedir (Wischmeier and Smith 1978). RUSLE'nin basit yapısını oluşturan formülde C ve P faktörleri arazi kullanım türleri ve insan müdahalesine, R, K, L ve S faktörleri ise ekolojik durumlara bağlı olarak değişmektedir (Özcan *et al.* 2008). RUSLE modeli sadece taşınan toprağın coğrafi dağılımını ve miktarını değil aynı zamanda erozyonun azaltılması veya toprakların korunması için peyzaj desenine nasıl bir müdahalenin yapılması gerektiği konusunda da kullanılmaktadır (Zare *et al.* 2017, Benavidez 2018, Özcan and Aytaş 2020; Pınar vd. 2020). Modelde, C faktör, peyzaj onarımı için erozyonu azaltarak en kolay şekilde yönetilebilen koşulları temsil ettiğinden, politika ve arazi kullanımı kararlarıyla ilgili en önemli planlama araçlarından biri olarak gösterilebilir (Maetens *et al.* 2012, Biddoccu *et al.* 2016, Mukharamova *et al.* 2021).

USLE/RUSLE'yi oluşturan değişkenlerde olduğu gibi C faktörü de, arazi yüzeyi tamamen temizlenmiş ve üzerinde hiçbir artık ve örtünün bulunmadığı parsellerle

karşılaştırılmasına dayanan ve Toprak Kayıpları Oranı (TKO) olarak isimlendirilen sapma kavramına sahiptir (Renard *et al.* 1997). Renard vd. (1991)'e göre RUSLE-C faktörü belki de en önemli faktördür çünkü erozyonu azaltmak için en kolay yönetilebilen koşulları temsil etmektedir (Panagos *et al.* 2015a). Wischmeier (1975) ve Mutchler vd. (1985) tarafından yapılan çalışmalar, C faktörün toprak kayıpları üzerindeki genel etkisinin bir seri alt değişkenler ile ifade edilebileceğini göstermiştir. Vejetasyon kapalılığı ve yönetim faktörü de olan bu değişken, toprak kayıplarının azaltılması için tarımsal yönetimlerde, ürün ve yönetim uygulamalarının etkilerini kapsamaktadır (Wang *et al.* 2002). RUSLE-C faktörü hesaplamak için, doğal yağış altında deneysel toprak erozyon grafiklerini kullanmak gerekir, ancak bu çalışmalar yüksek maliyetli ve zaman alıcıdır (Mohammed *et al.* 2020). Bu nedenle çoğu çalışmada Amerika Birleşik Devletleri için geliştirilen C faktör değerleri (Wischmeier and Smith 1978) kullanmaktadır. Bununla birlikte; USLE/RUSLE-C faktörü özellikle tarım alanlarında (Wischmeier and Smith 1978, Laflen and Colvin 1981, Angima *et al.* 2003, Gabriels *et al.* 2003, Borelli *et al*. 2017, Golosov *et al.* 2021), tarım alanlarına göre daha az olmakla birlikte mera (Gabriels *et al.* 2003, Schmidt *et al.* 2018, Özcan and Aytaş 2020), ağaçlandırma alanları (Cinnirella *et al.* 1998), ormanlar (Özhan *et al.* 2005, Hacısalihoğlu 2010, Saygın *et al.* 2014) ve karışık arazilerde (Ismail and Ravichandran 2008, Zhou *et al.* 2008, Özcan *et al.* 2008, Panagos *et al*. 2015b, Maltsev and Yermolaev 2020, Polykretis *et al*. 2020) belirlenmiştir.

RUSLE-C faktörünün hesaplanmasında kullanılan bir diğer bir yaklaşım, uzaktan algılama yöntemleridir (Almagro *et al.* 2019, Lense *et al.* 2020, Özcan and Aytaş 2020). RUSLE-C faktör uzaktan algılama ile belirlenen arazi kullanımlarına göre değişkene değer verilerek (Erdoğan *et al.* 2007, Özcan *et al.* 2008, Demirci and Karaburun 2012, Ganasri and Ramesh 2016, Mohammed *et al.* 2020) veya NDVI gibi bitki örtüsü indeksleri ile doğrusal (Durigon *et al.* 2014) ve üstel regresyon (Van der Knijff *et al.* 2000, Vatandaşlar and Yavuz 2017, Schmidt *et al.* 2018, Yavuz and Tufekcioglu 2019, Özcan and Aytaş 2020) eşitlikleri kullanılarak hesaplanabilmektedir (Tanyaş et al. 2015). Bununla birlikte uzaktan algılama verilerinden tahmin edilen RUSLE-C Faktör değerleri, ölçülen verilerden elde edilen değerleriyle karşılaştırılmamıştır ve bu durum, toprak erozyonu tahminlerine ilişkin belirsizlikler oluşturabilmektedir (Oliveira *et al.* 2015).

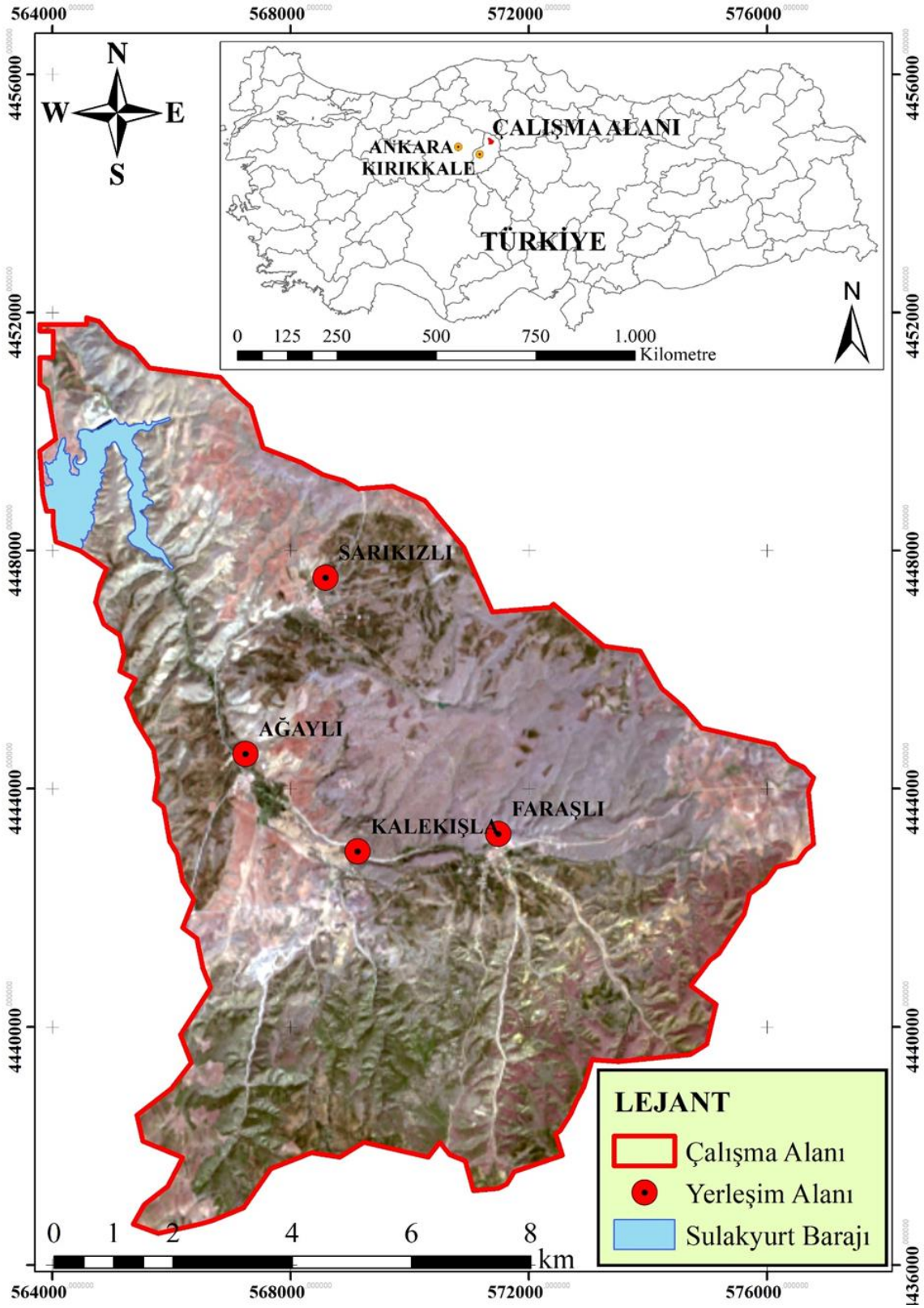
Kontur çiftçiliği, teraslama, şerit kırpma ve çit sıraları gibi yönetimle ilgili diğer uygulamalarda, tanım gereği, P faktör dikkate alınır. P faktörü, drenaj modelleri, akış konsantrasyonu, akış hızı ve hidrolik kuvvetler üzerindeki etkileriyle akışın erozyon potansiyelini azaltan kontrol uygulamalarını içerir (Renard *et al.* 1997). Toprak ve su koruma önlemlerinin, tüm dünyada toprak erozyonunu etkin bir şekilde kontrol edebildiği kanıtlanmıştır ve alınacak önlemlerle dik yamaçlarda (<25°) toprak erozyonu miktarının yaklaşık %70 bile azaltılabilir (Tu *et al.* 2018). Fakat P faktörün değiştirilmesi genellikle daha yüksek finansal yatırımlar ve toprak koruma sübvansiyonları gerektirir (Panagos *et al.* 2015a, 2015b, Schmidt *et al.* 2018).

Modern endüstriyel tarım altında hızlandırılmış erozyon potansiyelini kabul eden ABD Tarım Bakanlığı (USDA), 1950'lerde toprak kaybı tolerans değerlerini veya "kabul edilebilir" toprak erozyonu oranlarını değerlendirmek için T değerlerini belirlenmiştir (National Resources Conservation Service 2003). Scherts (1983) T değerlerinin yılda 5–12 t ha^{-1} veya 0,4–1 mm $yıl^{-1}$ erozyona eşdeğer olduğunu kabul eder (toprak hacim ağırlığı 1.200 kg m^{-3} olduğu varsayılırsa). Arazi kullanım planlamalarının amacı, erozyonun bu seviyeye getirilmesidir. Türkiye'de erozyonun sınır değeri, genel olarak 10 t ha^{-1} kullanılmıştır (Madenoğlu vd. 2018, Pınar vd. 2020, Özcan and Aytaş 2020). Hem C faktör hem de P faktör, değişen toprak koruma uygulamalarında toprak kaybının etkilerini belirlemek için farklı senaryolar ile analiz edilebilir (Benavidez 2018). Özcan ve Aytaş (2020) Bakkal Dolin Gölü'nün (Çankırı/Türkiye) sedimentle dolmasını engellemek için RUSLE modeli ile farklı toprak koruma uygulamalarını simüle ederek hangi yöntemin potansiyel olarak daha fazla toprak kayıplarını azaltacağını göstermiştir. Panagos vd. (2015a) Avrupa ölçeğinde P faktörünün modellenmesi C faktörünün tahmini ile birlikte değerlendirmiştir (Özcan and Aytaş 2020). Buna paralel olarak, Pınar vd. (2020) ve Madenoğlu vd. (2018) Türkiye'de sürdürülebilir havza yönetimi için senaryo yaklaşımında C faktörünü kullanmıştır. Özcan ve Aytaş (2020) göre, C ve P faktörlerinin birlikte ele alınması gereklidir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

Çalışma alanı Kırıkkale ili Sulakyurt ilçesinde, Karagüney Dağları'nın kuzeye bakan yamaçlarında, Sulakyurt Barajı'na bağlanan en önemli kollardan biri olan Sarıkızlı Çayı'nın havzasıdır ve havzanın yaklaşık yüzölçümü 105 km^2'dir (Şekil 3.1). Sarıkızlı Çayı havza alanı 40º10'56" enlem ve 33º46'10" boylamında yer almaktadır. Çalışma alanının en düşük kodu 730 m ve en yüksek kodu 1370 m (Ortalama 1061,69±139,23 m), en düşük eğimi 0, en yüksek eğimi ise 78 derecedir (ortalama 11,17±8,38 derece). Orta Anadolu'nun yarı kurak bir iklim olmasına karşın, havza da Karagüney Dağlarının etkisi ile yarı nemli iklim özellikleri görülür (Yılmaz ve Çiçek 2018). Yıllık ortalama yağış miktarı 389 mm olup, büyük bölümü kış ve bahar mevsiminde düşmektedir. Yıllık ortalama sıcaklık 12,7℃, en sıcak ayı ortalaması (Temmuz) 21 ℃ ve en soğuk ayın ortalaması (Ocak) 0,8 ℃'dir (MGM 2020). Marn, konglomera, kiltaşı ve kumtaşı ardalanmasından oluşan Kızılırmak Formasyonu çalışma alanın büyük bölümüne hâkimdir. Bununla birlikte Faraşlı ve Kalekışla köyleri arasında Faraşlı volkanikleri bazaltlardan oluşan mostra vermektedir (Evcimen 2011). Havza için özel bir floristik çalışma bulunmamakla birlikte, havzanın içerisinde bulunduğu Karagüney Dağları ile ilgili floristik çalışmalar yer almaktadır (Dönmez 2002, Kırsal Çevre 2019, Özcan 2021). Dönmez (2002) göre, İran-Turan Fitocoğrafya bölgesinin egemenliğinde yer alan Karagüney Dağlarında çoğunluğu *Asteraceae, Fabaceae* ve *Poaceae* familyasına ait 378 cinse ve 868 takson tespit etmiştir. Alanın güneyini 900 m'den 1350 m'ye kadar ormanlar oluşturmaktadır. Havzada saçlı meşe (*Quercus cerris L.*) ve tüylü meşenin (*Quercus pubescens Willd.*) oluşturmaktadır (Akdemir 2018, Özcan 2021). Orman alanları ve park orman olarak tanımlanabilecek tarım ve mera alanlarında düşük kapalılıkta (%10-40) ağaçlı bir yapı oluşturan Anadolu Palamut Meşesi (APM) *Quercus ithaburensis subsp. macrolepis* ormanı bulunmaktadır. Alçak rakımlarda tüylü meşe ve 1150 m'lerden sonra saçlı meşe meşçereleri yüksek kapalılıkta 10 m'ye kadar boylanan ormanlar oluşturmaktadır. Çalışma alanında doğal yayılışı dışında en büyük kalıntı APM ormanın bulunması floristik bakımından önemlidir (Özcan 2021).



Şekil 3.1 Sarıkızlı Çayı havzası sentinel 2A uydu görüntüsü (USGS 2018)



Şekil 3.2 Faraşlı köyü ve meşe ormanları (Orijinal 2022)

Çalışma alanının arazi kullanımlarını tarım alanları (kuru tarım, bağ-bahçe), mera, orman ve yerleşim alanları oluşturmaktadır (Şekil 3.2, Çizelge 3.1, Şekil 3.3).

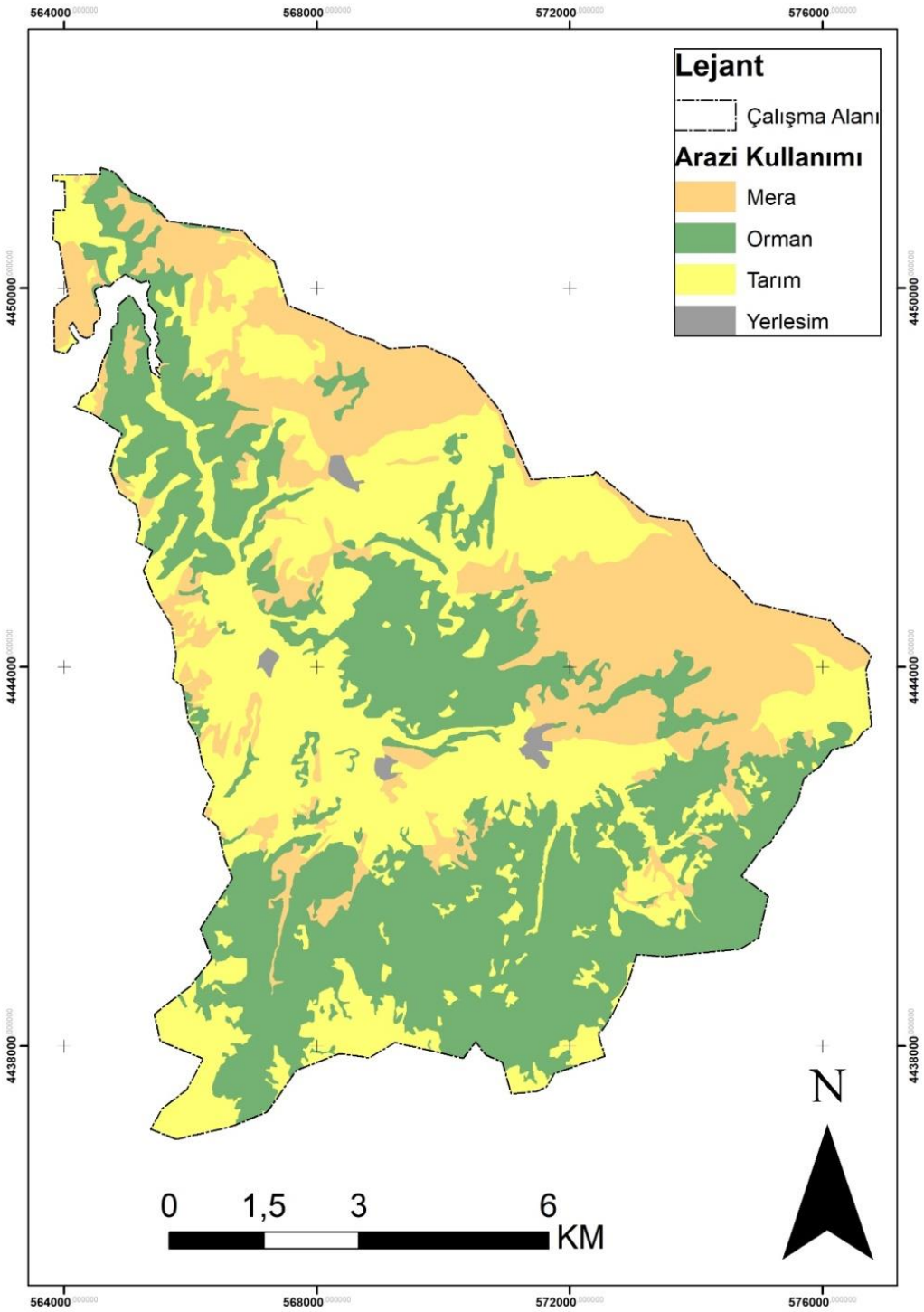
Çizelge 3.1 Çalışma alanında arazi kullanım türlerinin alanları ve yüzdelerİ

Arazi kullanımı	Alan (ha)	Alan (%)
Mera	2428	23,21
Orman	4232	40,46
Tarım	3742	35,78
Yerleşim	57	0,54
Toplam	10459	100,00

Nadaslı olarak yapılan kuru tarım alanlarında tarımsal deseni ağırlıklı olarak *Triticum aestivum* L. (buğday) oluştururken *Hordeum vulgare* L.(arpa), *Helianthus annuus* L. (ayçiçeği) oldukça sık ekilmektedir. Özellikle Sarıkızlı Çayı'nın kenarlarındaki alüvyal alanlarda bağ ve bahçeler yer almaktadır.

Havza içerisinde Faraşlı, Sarıkızlı, Ağaylı ve Kalekışla olmak üzere dört yerleşim yeri bulunmaktadır. Dört kırsal yerleşim yerinin nüfusu 342'si kadın, 291'i erkek olmak üzere

633 kişidir. Havza sınırları içinde bulunan kırsal yerleşim alanlarında genç nüfus çok azdır (TUİK 2020). Kışın nüfus azalırken, yazın artmaktadır.



Şekil 3.3 Alan kullanım türleri (Corine 2018)

3.2 Yöntem

3.2.1 Toprak kayıpları

Çalışma alanında erozyon riskinin belirlenmesinde USLE/RUSLE toprak kayıpları tahmin teknolojisi kullanılmıştır (Wishcmeier and Smith 1978, Renard et al. 1997).

Gerçek toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) tahmin edilmesi için kulanılan RUSLE eşitliği:

$$A= R \times K \times L \times S \times C \times P \times SİO \quad (3.1)$$

Eşitlik (3.1)'de A = Yıllık toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$), R = Yağış erozyon oluşturma gücü faktörü (MJ mm ha^{-1} $saat^{-1}yıl^{-1}$), K = Toprak erodibilite faktörü (t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}), L = Eğim uzunluğu, S = Eğim dikliği, C = Ürün ve ürün yönetim faktörü, P = Toprak koruma yöntemleri faktörü ve SİO= sediment iletim oranıdır. Eşitlik (3.1) ile erozyon riskinin belirlenmesinde, çalışma alanında toprak-su koruma-mühendislik önlemleri alınmadığı için P faktör değeri 1 olarak kabul edilmiştir. Çalışmada piksel değeri olarak 10 metre kullanılmıştır. USLE/RUSLE teknolojisi ile birlikte kullanılan sayısal veri tabanları (raster ve vektör) aşağıdaki gibidir:

- Topografik haritalar (1:25.000)
- Sayısal yükseklik modelleri (1:25.000)
- K faktör haritası (1:25.000) (Erpul vd. 2018)
- Arazi kullanım verileri (CORINE 2006)
- Sentinel 2 uydu görüntüsü (2018) (USGS 2018)
- Worldclim iklim verisi (Fick and Hijmans 2017, Worldclim 2021)

Yağışın erozyona neden olma gücü olarak tanımlanan yağış erozovitisi, yağmurun toplam enerjisinin (EI_{30}) ve yağmurun maksimum 30 dakikalık yoğunluğunun (I_{30}) bir ürünü olarak hesaplanmaktadır (Wischmeier and Smith 1978, Foster et al. 1981). Çalışma alanı için aylık olarak Erpul vd. (2016) tarafından Çankırı Meteoroloji İstasyonu için Eşitlik (3.2) ile hesaplanan R faktör değeri kullanılmıştır.

$$E = 0.29[1 - 0.72e^{-0.05I}] \quad (3.2)$$

Eşitlik (3.2)'de E= yağmur fırtınasının aylık toplam enerjisinin ürünü (MJ ha^{-1} $yıl^{-1}$) ve I= maksimum 30 dakikalık yoğunluktaki yağış miktarı (mm $saat^{-1}$)'dir. Çalışma alanına çok yakın mesafede Sulakyurt meteoroloji istasyonu bulunmasına rağmen, Çankırı Meteoroloji İstasyonuna ait değerler kullanılmıştır (Çizelge 3.2). Bunun en önemli sebebi erozivite yıldan yıla önemli ölçüde değiştiğinden, yıllık erozivitenin temsili tahminlerini elde etmek için en az 15 yıllık verinin gerekli olmasıdır (Foster *et al.* 2002). İkincisi ise, çalışma alanı ile istasyonun aynı havza içerisinde yer almasıdır. Konumsal R faktör haritasının oluşturulmasında yalnızca bir değerin kullanılması yükseklikle birlikte değişen yağış koşulları dikkate alınmadığı için yanlış sonuçlara neden olmasıdır(Toy and Foster 1998). Bu nedenle Worldclim aylık ortalama yağış (Fick and Hijmans 2017) verisi kullanılarak aylık olarak çalışma alanı için konumsal yağış haritası oluşturulmuştur. Eşitlik (3.3) kullanılarak R faktör değerleri bütün havza alanı için hazırlanmıştır (Erdoğan *et al.* 2007).

$$R_y = R_t * \left\{\frac{P_y}{P_r}\right\}^{1,75} \quad (3.3)$$

Eşitlik (3.3)'de Ry = tahmin edilen pikselin R faktör değeri, Rt = meteoroloji istasyonun R faktör değeri, Py = herbir pikselin aylık ortalama yağış miktarı ve Pr= Meteoroloji istasyonunun aylık ortalama yağış miktarıdır. Bütün ayların R faktör toplamı da yıllık R faktör değerini vermiştir.

Çizelge 3.2 Çankırı Meteoroloji İstasyonu'na ait R faktör değerleri (MJ mm ha^{-1} $saat^{-1}yıl^{-1}$) (Erpul vd. 2016)

Ay	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Toplam
$\sum R^a$	33,74	74,41	54,95	328,74	500,42	565,73	407,07	858,96	168,19	116,86	27,06	37,15	3173,28
$R_k{}^b$	3,37	7,44	5,50	32,87	50,04	56,57	40,71	107,37	21,02	12,98	3,01	4,13	345,02
$\%R^c$	0,98	2,16	1,59	9,53	14,50	16,40	11,80	31,12	6,09	3,76	0,87	1,20	100,00
R^d	3,37	10,82	16,31	49,18	99,23	155,80	196,51	303,88	324,90	337,88	340,89	345,02	345,02

a Toplam enerji akışı; **b** Ortalama enerji akışı; **c** Enerji akışının aylık ortalama yüzdesi; **d** Kümülatif enerji

Toprağın erozyona karşı direnci olarak da tanımlanan K faktörün konumsal haritası, 1:25000 ölçekli Türkiye Erozyon Veri Tabanından (Erpul vd. 2018) elde edilmiştir. K Faktörün hesaplanmasında Torri vd. (1997)'nin Eşitlik (3.4) kullanılmıştır. K faktörün Türkiye için hesaplaması ve haritalamasında 30 cm'ye kadar alınan 23.000 profil verisi kullanılmıştır.

$$K = 0{,}0293(0{,}65 - DG + DG^2) * EXP\left(-O.0021\left(\frac{OM}{C}\right) - 0{,}000037\left(\frac{OM}{C}\right)^2 - 4{,}02C + 1{,}72C^2\right) \quad (3.4)$$

Eşitlik (3.4)'de; K= Toprakların erozyon duyarlılığı (t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}); C= kil içeriği; OM= organik madde (%) ve DG= toprak tane büyüklüğünün geometrik ortalamasının logaritmasını ifade etmektedir.

Topografya, toprak erozyonu riskini kontrol eden en önemli faktördür. Eğim uzunluğu ve eğim dikliğinin bileşeni olan LS faktör, ArcGIS 10.5 Hidrolik Biriktirme aracı ile havzanın SYM ve Eşitlik (3.5) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$LS = \left(\frac{\chi\eta}{22{,}13}\right)^{0,4}\left(\frac{\sin\theta}{0{,}0896}\right)^{1,3} \quad (3.5)$$

Eşitlik (3.5)'de χ= yüzey akış yoğunlaşma sayısını; ή= hesaplama yapılan hücrelerin büyüklüğünü ve θ= eğim dikliğini vermektedir. Eşitlik (3.5)'de sadece eğim uzunluğu ve eğim dikliğine göre değil, toprak yüzeyinde meydana gelmesi beklenen akışta dikkate alınmıştır. Çalışma alanının eğimi SYM kullanılarak hesaplanmış ve eğim uzunluğunda her bir piksel için sabit değer olarak 15 m alınmıştır (Ogawa *et al.* 1997).

Bitki örtüsü, toprak erozyon riskini kontrol eden birincil faktördür. Genelde bitki örtüsü, yağmur damlalarının toprak yüzeyine çarpmasından önce yağmur damlasının kinetik enerjisini azaltır ve toprağı bir arada tutarak ayrışmayı engellemektedir. RUSLE C faktörün hesaplanmasında; önceki arazi kullanımı, kanopi örtüsü, yüzey örtüsü, yüzey pürüzlülüğü ve toprak nemi olmak üzere beş alt değişken kullanılmaktadır (Renard *et al.*

1997). Değişken, 0 ile 1 arasında değerler almaktadır. Çalışma kapsamında C Faktörün hesaplanabilmesi için Copernicus Veri ve Bilgi Giriş Servisi'den bulutluluk oranları göz önünde bulundurularak Ocak-Aralık 2018 arasında her ay toplam 12 Sentinel 2B görüntüsü elde edilmiştir (USGS 2018). Sentinel 2B uydu görüntüsünden NDVI hesaplamak için kullanılan görünür (Bant 4 kırmızı, 0,665 μm) ve yakın kızılötesi bantlar (Bant 8 NIR, 0,842 μm) 10 metre çözünürlüğe sahiptir. NDVI, Eşitlik (3.6) yardımıyla ArcGIS 10.5 yazılımı kullanılarak hesaplanmıştır.

$$NDVI = \left(\frac{N - R}{N + R} \right) \tag{3.6}$$

Eşitlik (3.6)'de R= spektrumun görünür (λ ~0,6 μm) ve N=yakın kızılötesi (NIR) (λ ~0,8 μm) bölgeleri üzerinden ortalama yüzey yansımalarını temsil eder (Carlson and Ripley 1997). NDVI değeri -1 ile 1 arasında değişir ve yeşil biyokütle miktarı ile pozitif olarak ilişkilidir. Elde edilen NDVI değerlerinden, Van der Kniff vd. (2000) tarafından geliştirilen üstel eşitlik kullanılarak RUSLE-C faktör değeri ArcGIS 10.5 yazılımı ile konumsal olarak hesaplanmıştır.

$$C = \exp\left[-\alpha \frac{NDVI}{\beta - NDVI} \right] \tag{3.7}$$

Eşitlik (3.7)'de, α ve β regresyon katsayılarıdır. Van der Kniff vd. (2000), α için 2 değerinin ve β için 1 değerinin uygun bir sonuç olabileceğini belirtmiştir. Orman, mera, kuru tarım alanları, bahçeler, yerleşim alanları ve APM ormanını içeren ve park orman olarak tanımlanan altı farklı arazi kullanımı için 35 ile 40 adet arasında yer kontrol noktası tesis edilmiştir. Yer kontrol noktaları arazide el tipi küresel konum belirleyici (GPS) yardımı ile toplanmıştır. Çalışmada WGS84 coğrafi projeksiyon sistemi kullanılmıştır. SPSS 23.0 istatistik yazılımı yardımıyla her bir arazi kullanımı için bütün aylara ait temel istatistik ve korelasyon analizleri gerçekleştirilmiştir.

Bir havza, birikim ve aşınım alanları olmak üzere iki ana bölümde incelenebilir. Fakat USLE/RUSLE modeli havzayı aşınma alanı olarak hesaplamaktadır. Taşınan sedimentin

tamamı birikim alanına ulaşamaz. Sedimentlerin bir kısmı eğimin azaldığı ve eğim kırıklarının oluştuğu alanlarda birikmektedir. Ana birikme alanına ulaşmadan bu tip yerlerde biriken sedimentin oranı, sediment iletim oranı (SİO) olarak tanımlanabilmektedir (Yılmaz 2006). Bu çalışmada SİO Eşitlik (3.8) ve Eşitlik (3.9) (Ferro *et al.* 2001) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\mathrm{SDR} = \frac{1}{(SA)_t}\sum_{i=1}^{N}\left(\mathrm{SDR}_i \times SA_i\right) = \frac{1}{(SA)_t}\sum_{i=1}^{N}\left(\exp\left[-\beta_i \frac{l_{p,\,i}}{\sqrt{s_{p,i}}}\right] \times SA_i\right) \tag{3.8}$$

Eşitlik (3.8)'te, SDR_i, sediment iletim oranı; $(SA)_t$, çalışma alanın alanı; N: değerlendirilen her hidrolojik ünitenin sayısı; $l_{p,\,i}$ ve $S_{p,i}$, Hidrolojik yolun eğim uzunluğu ve dikliği ve β, çalışma alanı için varsayılan katsayı değeridir (m^{-1}). β katsayısı Eşitlik (3.9) kullanılarak elde edilmiştir.

$$\beta_i = 0.2802\left(RUSLE - R\right)_i^{-0.6689} \tag{3.9}$$

Eşitlik (3.9)'da $(RUSLE\text{-}R)_I$, çalışma alanın RUSLE R faktör değeridir. Son olarak SİO oranı haritası ile RUSLE toprak kayıpları haritasının çarpılması ile potansiyel toprak kayıpları elde edilmiştir.

3.2 Peyzaj Onarım Senaryosu

Peyzaj onarım senaryo yaklaşımında, toprak erozyonunda koruma önlemleri için eşik değer olarak toprak kayıp toleransı (T) alınmıştır. Genellikle T değeri, 5 ile 12 t ha^{-1} arasındadır (Scherts 1983). Bu nedenle havza için izin verilen toprak kaybı 10 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ olarak belirlenmiştir. Toprak kaybı tolerans değeri daha fazla düşürülebilir. Ancak doğal süreçlere daha fazla müdahalenin hem ekolojik hem de maliyeti olacağı düşünüldüğünde toprak kaybı toleransının uygun olacağı düşünülebilir. Öncelikli olarak erozyon sorunu olan alanlar belirlenmiştir ve sorunlu alanlarda toprak kaybını, toprak kaybı toleransı eşik değerine düşürmek için her piksel için CP faktörü, Eşitlik (3.10) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$CP = \left[\frac{T}{A} \right] \tag{3.10}$$

Eşitlik (3.10)'de; CP, her piksel için toprak kayıplarını 10 t ha^{-1} $yıl^{-1}$'un altına düşürmek için faktör değeri, T, toprak kaybı toleransı (10 t ha^{-1} $yıl^{-1}$) ve A, toprak kaybıdır (10 t ha^{-1} $yıl^{-1}$). C faktördeki mükerrerliği ortadan kaldırmak için toprak kayıpları C faktör çıkarılarak tekrar hesaplanmıştır. CP faktör değeri hesaplandıktan sonra üç farklı deney yapılmıştır. CP faktör değerleri beş gruba ayrılmıştır. Son olarak, her arazi kullanımı için peyzaj onarımına yönelilik önceliklendirme yapılmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Tez çalışması kapsamında RUSLE modeli, SİO ve toprak kayıpları simülasyonu kullanılarak Sarıkızlı Çayı havzasında erozyonu azaltmak için alınacak önlemler ve peyzaj onarımına yönelik bulgular elde edilmiştir.

4.1 Potansiyel Toprak Kayıpları

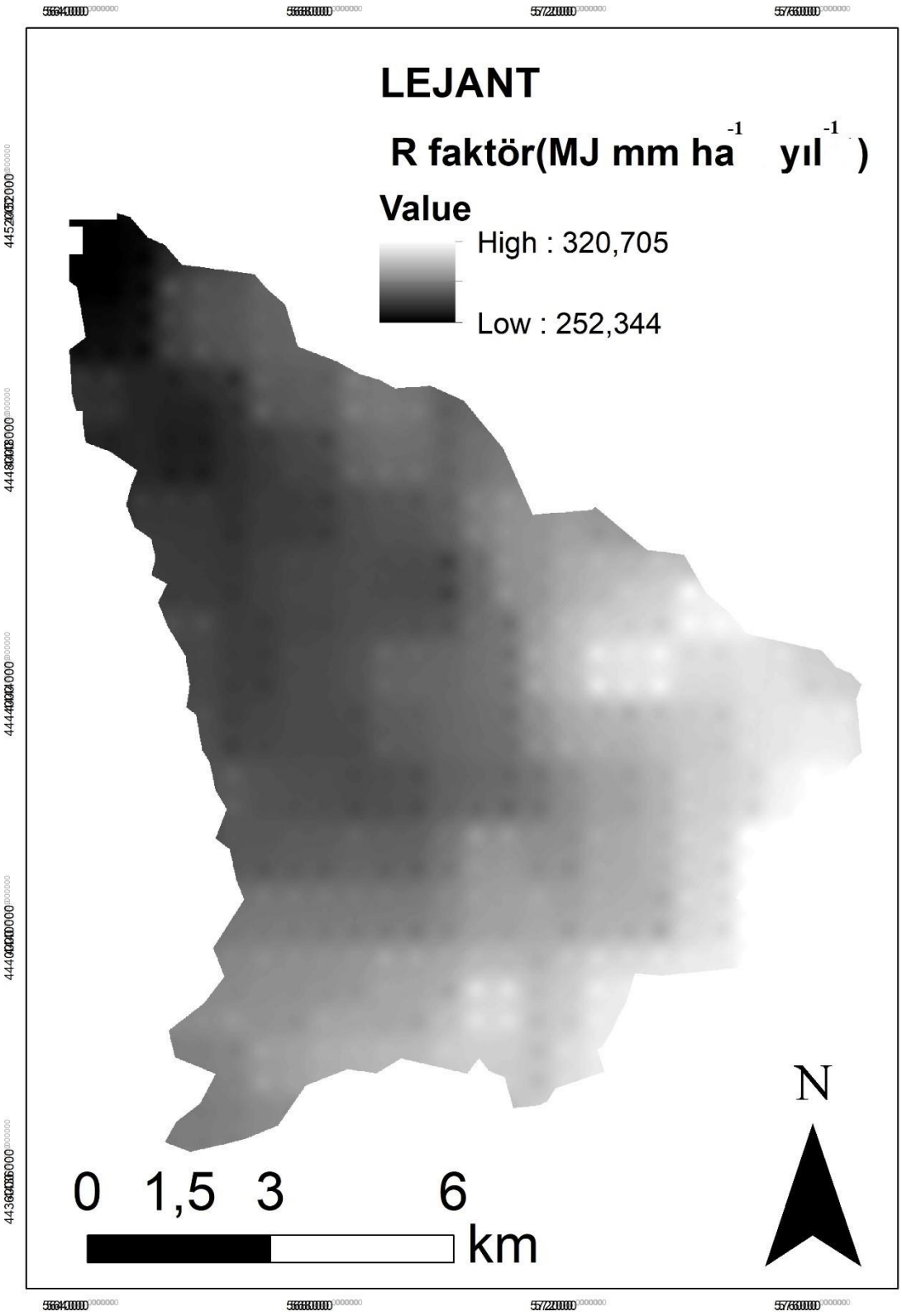
Öncelikli olarak çalışma alanında toprak kayıpları RUSLE modeli kullanılarak elde edilmiştir. RUSLE modelinin en önemli avantajı sadece konumsal olarak erozyona riskli alanların ve toprak kayıplarının konumsal olarak ortaya konulması değil, aynı zamanda alınacak önlemlerin ne olduğunu da ortaya koymasıdır. Modeli oluşturan her bir değişken ayrı ayrı analiz edilmiştir. Özellikle iklimsel faktörlere bağlı olan C faktör ve R faktör ise aylık olarak hesaplanmıştır.

RUSLE ve daha önceki versiyonu olan USLE içinde kullanılan faktörler arasında, yağış erozyonun itici gücü olduğu ve toprakların ayrılması, toprak parçacıkları, agregaların parçalanması ve aşınmış parçacıkların akış yoluyla taşınması üzerinde doğrudan etkisi olduğu için yağış erozivitesi çok önemlidir (Wischmeier and Smith 1978, Panagos *et al.* 2017). Havzada R faktörünün konumsal haritaları Eşitlik (3.3) kullanılarak aylık ve yıllık olarak hesaplanmıştır. Havzada R faktör yıllık olarak 252,34 – 320,70 MJ mm ha^{-1} $yıl^{-1}$ değerlerini almıştır (Şekil 4.1). Çalışma alanı için ortalama R faktörü değeri 284,98 ±15,17 MJ mm ha^{-1} $yıl^{-1}$ olmuştur. Havzanın güney ve güneydoğu kısımları, kuzey ve kuzeybatı kısımlarından daha yüksek yağış erozivite değerlerine sahiptir. Şekil 4.1'de havzanın yükseklik farklılıklarına bağlı olarak kuzeyden güneye doğru artan bir erozivite gradyanını açıkça göstermektedir. RUSLE-R faktörünün sadece mekansal dağılımı değil, aynı zamanda zamansal dağılımı da oldukça düzensiz yağış olaylarının meydana geldiği Orta Anadolu'nun yarı kurak bölgeleri için çok önemlidir (Bayramin *et al.* 2006, Özcan *et al.* 2008).

Bir tarım alanı, yağmur fırtınası sonucunda, nadas döneminde ciddi toprak kaybı ile sonuçlanırken, aynı tarla büyüme mevsimi boyunca neredeyse hiç zarar görmeyebilir. Etiyopya'da (Nyssen *et al.* 2005) ve İsviçre'de (Meusburger *et al.* 2012) yağış erozivitesinin zamansal değişkenliğini değerlendirmek için aylık yağış ve yağış yoğunluğu tahmini kullanılmıştır. Aylık olarak R faktör değerleri incelendiğinde yağışla ilişkili olarak Mayıs ayında 48,90-71,90 MJ mm ha^{-1} ay^{-1} arasında değerler almıştır (Çizelge 4.1). R faktör mevsimsel olarak yaz ayında en yüksek değerlere ulaşmıştır. Yaz mevsiminde R faktör değerleri Haziran ayında ortalama 56,02 MJ mm ha^{-1} ay^{-1}, Temmuz ayında ortalama 22,73 MJ mm ha^{-1} ay^{-1} ve Ağustos ayında ise 44,21 MJ mm ha^{-1} ay^{-1} değerlerini almıştır (Çizelge 4.1, Şekil 4.2). Yaz mevsiminde yağışın düşük olmasına rağmen yüksek değerler almasının ana sebebi anlık düşen şiddetli yağışlardır. Kış mevsiminde ise R faktör değeri Kasım ayında 3,30 Aralık ayında ortalama 5,29, Ocak ayında 12,82 MJ mm ha^{-1} ay^{-1} değerlerini almıştır (Çizelge 4.1, Şekil 4.2). Kış mevsiminde R faktörün düşük çıkmasında yağışın şiddetinin düşüklüğü ve yağışın çoğu zaman kar olarak düşmesi etkili olabilir. Panagos vd. (2016) Yunanistan için yağış katsayılarının, Mayıs-Aralık dönemi için Ocak-Nisan dönemine kıyasla daha hassas olduğunu göstermektedir.

Çizelge 4.1 Sarıkızlı Çayı havzası aylık R faktör (MJ mm ha^{-1} ay^{-1}) değerleri

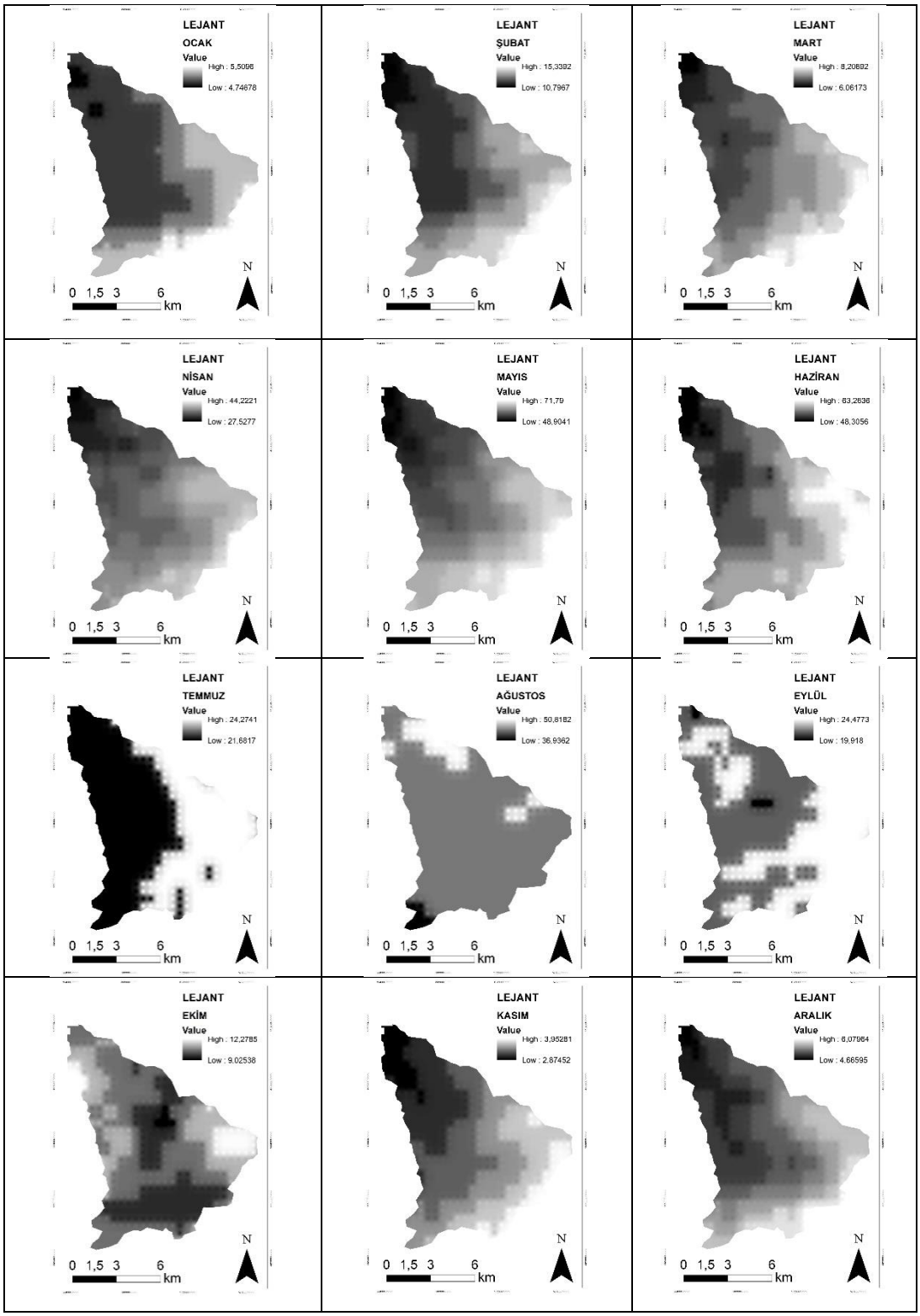
Aylar	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart sapma
Ocak	4,74	5,50	5,08	0,18
Şubat	10,79	15,33	12,81	0,92
Mart	6,06	8,20	7,13	0,48
Nisan	27,52	44,22	34,44	2,80
Mayıs	48,90	71,79	60,47	5,62
Haziran	48,30	63,26	56,02	3,87
Temmuz	21,68	24,27	22,72	1,18
Ağustos	36,93	50,81	44,20	2,05
Eylül	19,91	24,47	23,15	1,01
Ekim	9,02	12,27	10,32	0,53
Kasım	2,87	3,95	3,30	0,24
Aralık	4,66	6,07	5,28	0,32
TOPLAM	252,34	330,70	284,98	



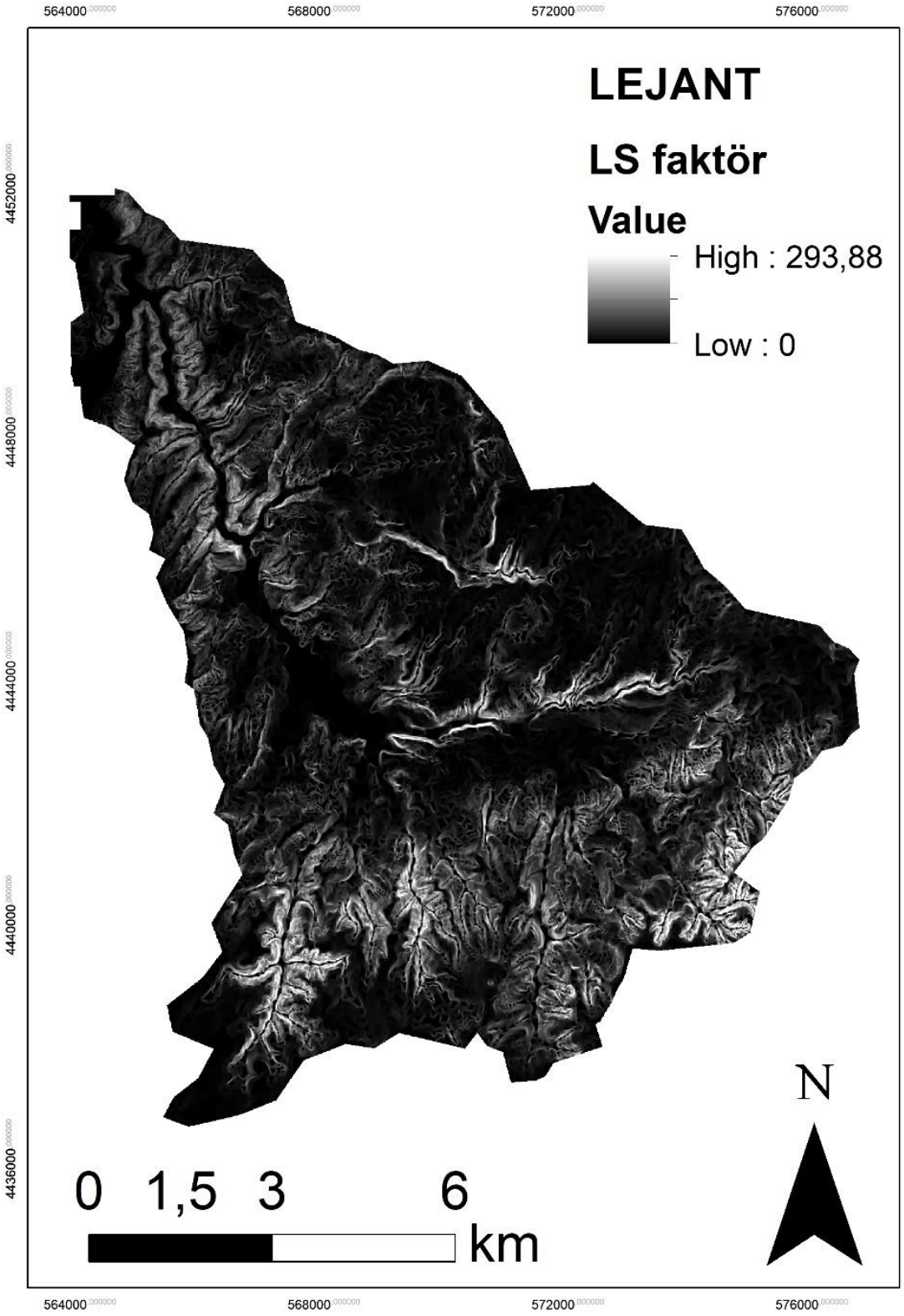
Şekil 4.1 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık R faktör (MJ mm ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası

Küresel ısınma nedeniyle yıllık ortalama sıcaklığının artışının bir fonksiyonu olarak yıllık yağış düşüşü Akdeniz Bölgesi'nde ve Anadolu'da 50 mm/K'dan daha fazla bir yağışta azalma olacağı tahmin edilmektedir (Lionella and Scarascia 2018). Panagos vd. (2017) Avrupa'da 2050 yılında ortalama R faktör değerlerinde RCP 2,6 iklim değişikliği senaryosuna (iyimser senaryo) göre % 16, RCP 8,5 iklim değişikliği senaryosuna (agresif senaryo) göre % 27 artış olacağı ve Avrupa alanın % 81'inin artan R faktöre maruz kalacağını hesaplamıştır. Türkiye için R faktörün gelecekte nasıl olacağı üzerine bir tahmin bulunmamaktadır. Ama küresel ısınma ile birlikte sıcaklık ve yağış değişimleri, yağışların mevsimsel kaymaları, şiddetli yağışlar gibi birçok iklimsel olayın yaşanacağı açıktır. Bu nedenle, R faktörünün aylık olarak hesaplanması toprak koruma önlemlerinin alınmasında daha faydalı olacaktır (Şekil 4.2). R faktörünün değiştirilmesi veya azaltılması mümkün değildir. Fakat, C faktörün yönetilmesinde önemli katkılar sağlayacaktır.

LS faktörü, toprak erozyonu modeli sonuçlarının mekansal çözünürlüğünü belirler ve yüzey akışından kaynaklanan toprak erozyonu potansiyelini içerir (Panagos *et al.* 2016a). L faktörü eğim uzunluğunun ve S faktörü eğim dikliğinin etkisini açıklar. LS faktörü boyutsuzdur. Çalışma alanında LS faktöre ait hesaplamalar ve konumsal dağılımlar Eşitlik (3.5) kullanılarak hesaplanmıştır. Eğimin ve eğim uzunluğunun arttığı alanlarda LS faktör değerlerinde artış olmuştur. Havza için LS faktör değerleri 0-293 arasında değerler almıştır. Alandaki ortalama LS değeri 21,24 ± 23,79'dur. LS faktör eğim uzunluğu ve eğim dikliği ile ilişkilidir. Havzanın güneyine doğru gidildikçe eğim artmıştır. Özellikle havzanın güneyinde ormanlarda eğimin maksimum olduğu yamaç arazilerinde LS faktör değeri yüksektir (Şekil 4.3).



Şekil 4.2 Sarıkızlı Çayı havzası aylık R faktör (MJ mm ha^{-1} ay^{-1}) haritaları (Worldclim 2021)



Şekil 4.3 Sarıkızlı Çayı havzası LS faktörü haritası

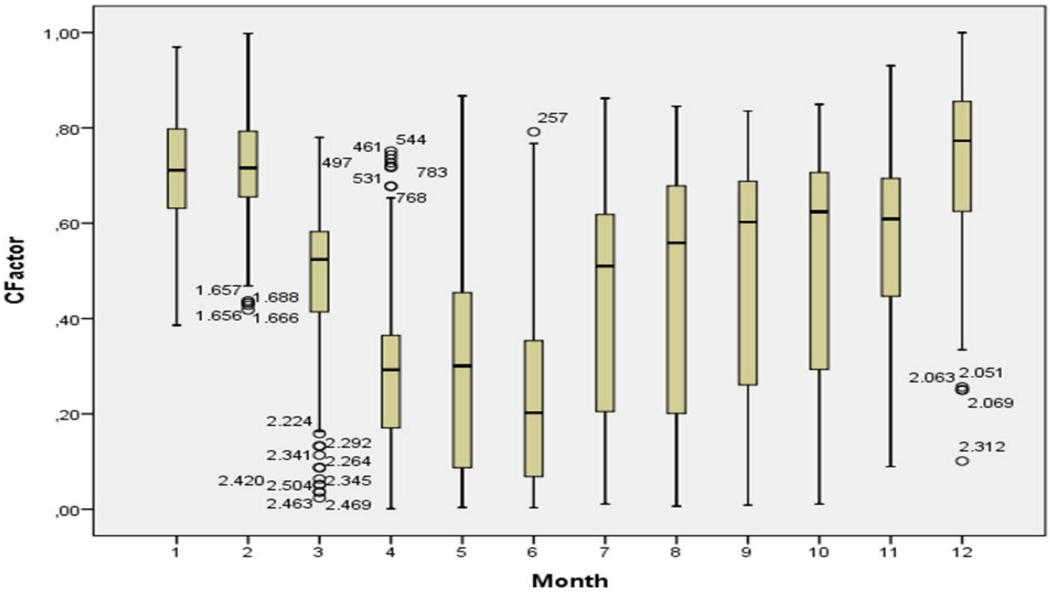
Havzada C Faktör değerleri uzaktan algılama/CBS yöntemleri ve üssel eşitlikler kullanılarak aylık olarak hesaplanmıştır. Çalışma alanı için öncelikli olarak Eşitlik (3.6) yardımıyla NDVI hesaplanmış, daha sonra ise Eşitlik (3.7) ile C faktör değerleri konumsal olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.2, Şekil 4.4, Şekil 4.5).

Çizelge 4.2 Sarıkızlı Çayı havzasına ait aylara göre C faktörü minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri

Aylar	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart sapma
Ocak	0,18	0,76	0,44	0,04
Şubat	0,19	0,65	0,44	0,04
Mart	0,12	0,55	0,37	0,06
Nisan	0,07	0,67	0,30	0,08
Mayıs	0,10	0,69	0,32	0,09
Haziran	0,08	0,73	0,30	0,08
Temmuz	0,12	0,68	0,37	0,07
Ağustos	0,11	0,76	0,38	0,08
Eylül	0,10	0,73	0,38	0,07
Ekim	0,10	0,73	0,39	0,07
Kasım	0,17	0,75	0,40	0,05
Aralık	0,15	0,72	0,45	0,06
ORTALAMA	0,20	0,67	0,38	0,04

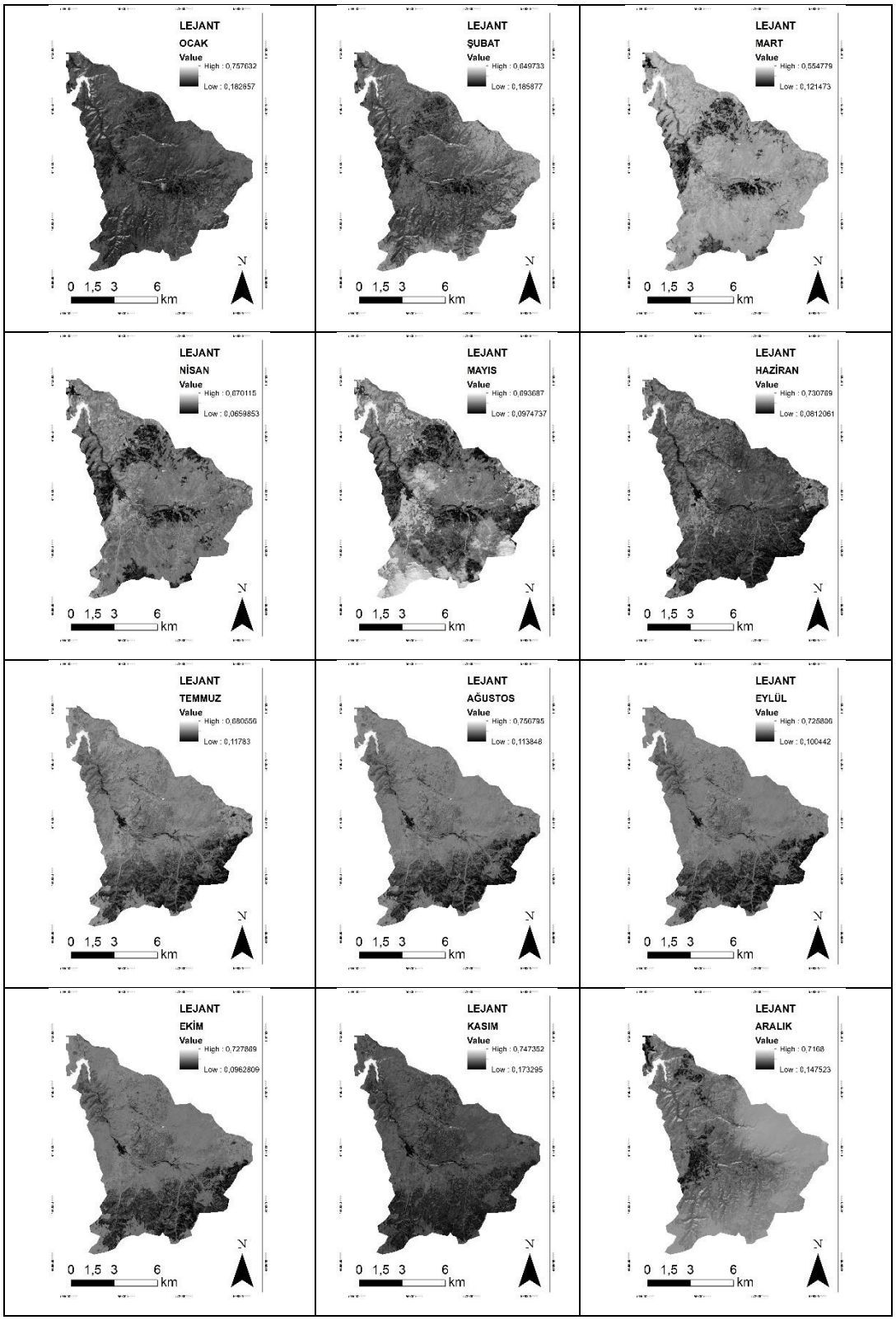
Orman, mera, kuru tarım alanları, bahçeler, yerleşim alanı ve park orman olmak üzere altı farklı arazi kullanımı için 35 ile 40 adet arasında yer kontrol noktaları alınarak hem doğrulamaları yapılmış hem de her bir arazi kullanımı için temel istatistiki analizler gerçekleştirilmiştir. NDVI değerleri -1 ile 1 arasında değerler almıştır. En yüksek NDVI değerlerini baraj gölü ve karlı alanlar almıştır. Genel C faktörü değerleri 1 ile 0 arasında değerler almıştır.

Aylara göre bakıldığında, C Faktör ortalamasının en düşük olduğu ay 0,24±0,20 değeri ile Haziran, en yüksek olduğu ay 0,75±0,18 değeri ile Aralık ayıdır (Çizelge 4.2, Şekil 4.4, Şekil 4.5). Yang vd. (2020) uzaktan algılama ile yaptıkları çalışmada bitki örtüsü büyüme döngüsü veya mevsim etkisi ile ortalama sediment kayıp oran değerlerinin yaz ile kış arasında yaklaşık iki kata kadar arttığını göstermiştir. İç Anadolu'da genel olarak vejetasyon süresi Mart ayının ikinci yarısında başlayıp Kasım ayına kadar devam etmektedir. Elde edilen değerler vejetasyon süresi ile tutarlıdır (Şekil 4.4).



Şekil 4.4 Sarıkızlı Çayı havzasına ait aylara göre genel C faktör değerlerine ait kutu grafiği

Çalışma alanında yerleşim alanları en yüksek C faktör değerini almıştır. Yerleşim alanlarında C faktör 0,47 ile 0,76 arasında değerlere sahip olmuştur. Normalde C faktör değerlerinin çok yüksek olması gerekmektedir. Fakat kırsal alanlarda evlerin bahçelerinin bulunması bu değerin daha düşük çıkmasına yol açmıştır. Sonuç olarak, C faktör yerleşim yerlerinde, Mart ayı gibi düşmeye başlamış ve Nisan ayında en düşük seviyelere gerilemiştir (Şekil 4.5). Bu düşüş ve gerilemenin iki önemli sonucu vardır. Bunlardan birincisi, toprak kayıplarının tahmin edilmesinde bina yoğunluğuna dikkat edilerek kırsal veya kentsel alanlarda katsayıların belirlenmesidir. İkincisi ise, yerleşim alanlarında, planlamalarda veya toprak koruma çalışmalarında daha fazla vejetasyona yer verilmesidir. Göz önünde bulundurulması gereken önemli bir durum da çalışma alanında olduğu gibi genel olarak İç Anadolu'da yerleşim alanlarının, dere yataklarına veya kenarlarına kurulmasıdır. Bu durum da koruma önlemlerinin bütün alan için yapılmasını gerekli kılmaktadır.



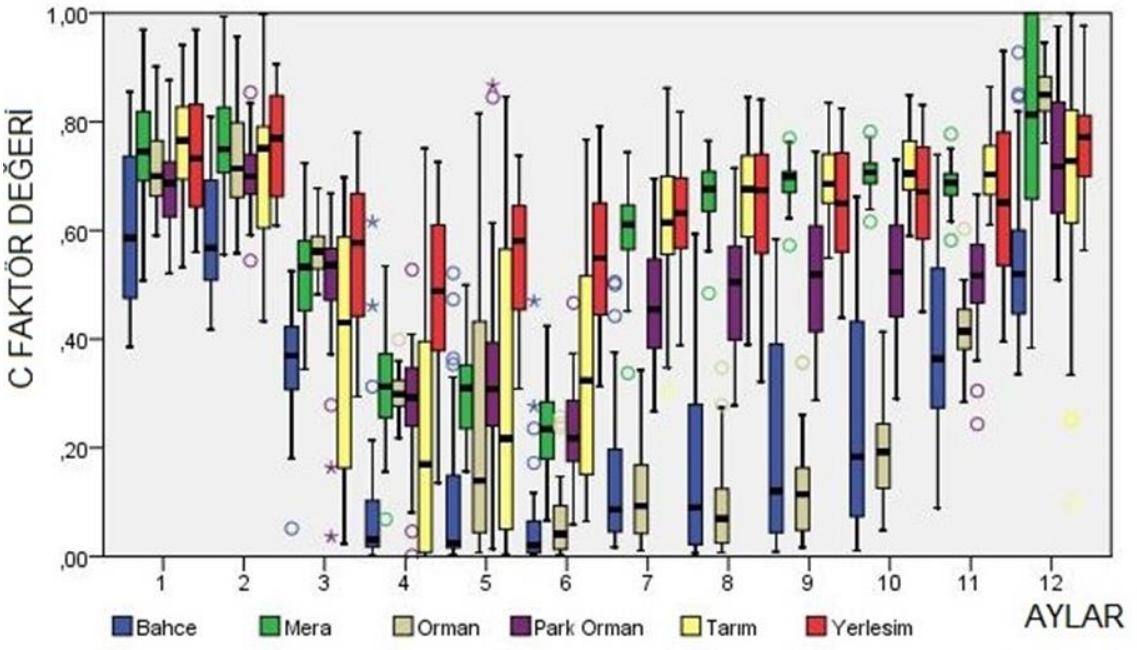
Şekil 4.5 Sarıkızlı Çayı havzası, aylara göre C faktörünün konumsal dağılım haritası (USGS 2018)

Tarım alanlarında, genel olarak başta buğdaygil olmak üzere kuru tarım uygulamaları yapılmaktadır. Tarım alanlarında C faktör değeri 0,23±0,24 ile 0,72±0,24 arasında ortalamaya sahiptir. En düşük olduğu ay 0,23±0,24 ile Haziran ayıdır (Şekil 4.6). C faktör değeri, Mart ile Temmuz arasında en düşük değerlere sahiptir. Bunun en büyük sebebi bölgede hasat zamanının Haziran ayı sonunda olmasıdır. Özcan ve Aytaş (2020) İç Anadolu'da kuru tarım alanları için benzer değerler elde etmiştir. Katsayıların yüksek çıkmasının ana sebeplerinden birisi de her iki yılda bir tarım alanlarının nadasa bırakılmasıdır. Aslında çalışmanın ortaya koyduğu en önemli bulgulardan biriside tarım alanları içinde dağınık halde bulunan APM'nin bulunduğu ve park orman olarak tanımlanan tarım alanlarından C faktör değeri elde edilmiştir. Bu alanlarda C faktör 0,23±0,09 ile 0,73±0,12 arasında değerler almıştır. Tarım alanları, hem de üzerinde meşe bulunan tarım alanları karşılaştırıldığında tarım alanlarının daha yüksek ve geniş aralıkta C faktör değerine sahip olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.6). Ayrıca, park orman olarak tanımlanan tarım alanlarında, hasadın gerçekleştiği Haziran ayından, Kasım ayına kadar olan sürede meşelerin kapalılığından dolayı daha düşük, C faktör değeri meydana gelmiştir. Çalışma alanında özellikle kuru tarım alanları erozyon için en çok dikkat edilmesi gereken alanlardır. Kuru tarım alanlarının çevresinde veya içinde bulunan ağaçların erozyona karşı koruyuculuk etkisi nadas durumu da göz önünde bulundurulduğunda dikkat çekicidir. Bu bulgular, toprak koruma yöntemleri için, kuru tarım alanlarının içerisinde veya çevresinde yapılacak olan ağaçlandırmaların koruyucu etkisini ortaya koymaktadır. Kalıntı orman olarak bulunan, APM ormanın korunması için daha ciddi önlemlerin alınması gerektiği aşikârdır (Özcan 2021).

Meralarda en düşük C faktör değeri 0,23±0,084 ile Haziran ayında, en yüksek 0,81±0,17 değeri ile Aralık ayında gerçekleşmiştir (Şekil 4.6). Çalışma alanında meralar çok eğimli alanlarda değildir. Ancak bu alanlar ciddi bir koruma sorunuyla karşı karşıya kaldığı için çok fazla derecede tahribata uğramıştır. Meralarda C faktör hesaplamasında kullanılan NDVI değerlerinin düşük olmasının sebebi, bitki kapalılığının bazı alanlarda %30'ların altına düşmesinden kaynaklanabilir.

Orman alanları havzanın güneyinde ve 1050 metreden başlayarak 1370 metrelere kadar dağılım göstermektedir. Orman alanları için C faktörün en düşük olduğu değer

0,064±0,068 ile Haziran ayında ve en yüksek değer 0,85±0,05 ile Aralık ayıdır (Şekil 4.6). İtalya'da, tamamlanan NDVI görüntüleri C faktörünün tahmin edilmesinde ormanlık alan ve meralar için yüksek C değerlerine neden olabilmektedir (Van der Knijff *et al.* 2000). Çünkü kar örtüsü, NDVI değerlerinin düşük çıkmasına yol açmaktadır (Yıldız vd. 2012). Genel olarak C faktör değerlerinin Kasım-Şubat ayları arasında yüksek çıkmasının ana sebebi alanın kar ile örtülü olmasıdır. Ayrıca Mayıs ayında ormanların olduğu yüksek kesimlerdeki kar yağışının da etkisi C faktörde açıkça görülebilmektedir (Şekil 4.6). Buna paralel olarak, aylar arasındaki korelasyon incelendiğinde birbirini takip eden aylar arasında pozitif bir ilişki bulunmuştur. Korelasyon analizi sonucuna göre Şubat- Mart (0,629) ve Nisan-Mayıs (0,631) ayları arasındaki ilişki diğer ilişkilerden daha düşük bir değere sahiptir. Mart ayında vejetasyon döneminin başlamasından dolayı normal bir eğilim mevcutken, mayıs ayında meydana gelen kar örtüsünün etkisinden söz edilebilmektedir.



Şekil 4.6 Arazi kullanımlarının aylara göre C faktör değerlerini veren kutu grafiği

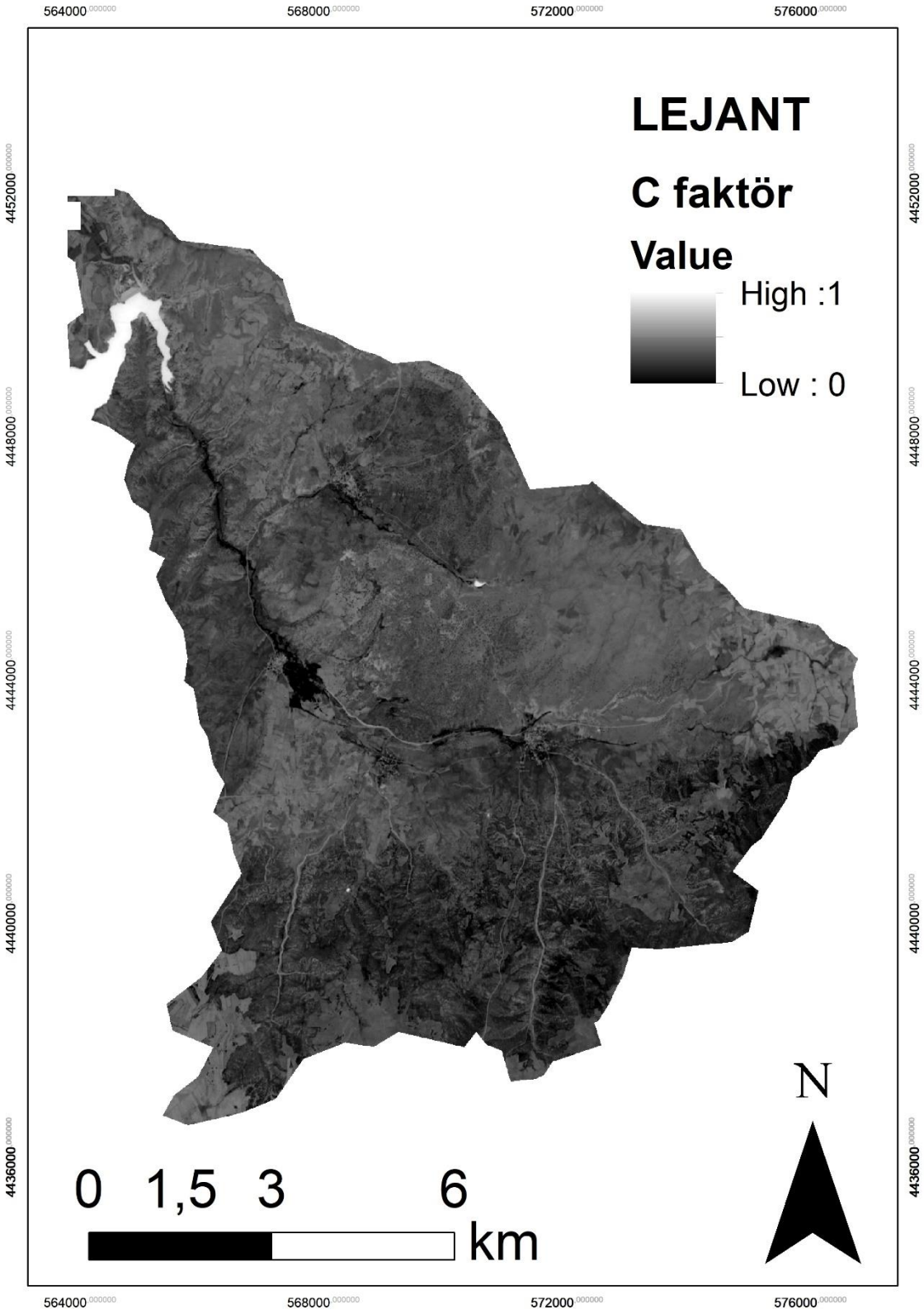
NDVI, uzaktan algılama teknikleriyle C faktörünün belirlenmesinde sıklıkla kullanılmasına rağmen, diğer çalışmalar arasında C faktörü değerinin küçük farklılıkları, kullanılan denklemden kaynaklanmaktadır (Van der Knijff *et al.* 2000, Dymond *et al.* 2005, Karaburun 2010, Zivotic *et al.* 2012). Yine de, C faktörü için kullanılan Eşitlik

(3.7) NDVI ile ilişkili olduğundan, regresyon denklemleri arasında çok fazla fark olması olası değildir.

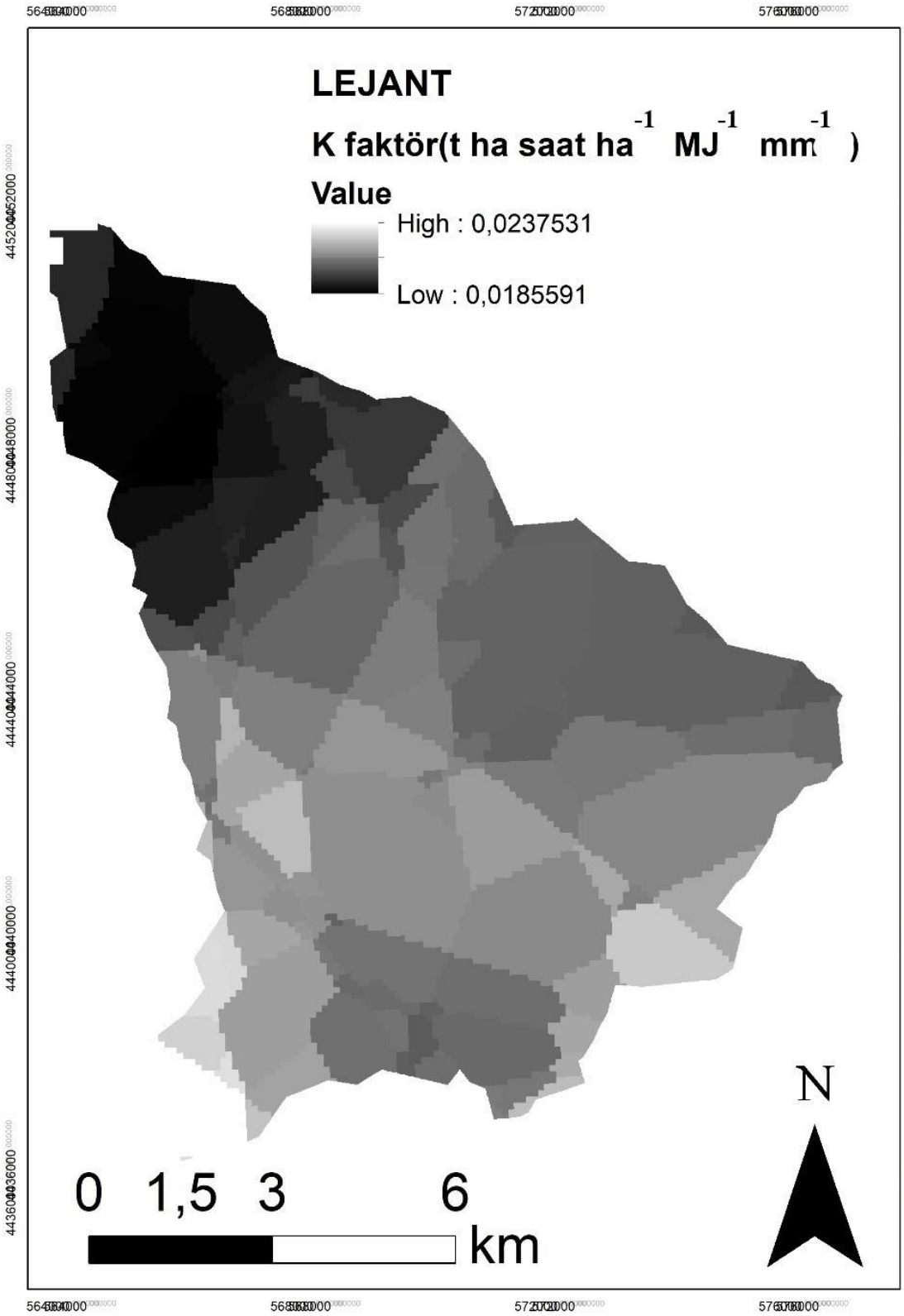
Baraj yüzeyi, NDVI değerlerinin çok düşük olması nedeniyle, C faktörü görüntüsünde en yüksek faktör değerlerini almaktadır (Şekil 4.7). Bu durum sonuç görüntüsünde hatalı sonuçlara neden olmaktadır. Bu nedenle, sonuç görüntüsü maskelenmiştir (Erdoğan 2019).

K faktör haritaları Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü'nün veri tabanlarından elde edilmiştir (Erpul vd. 2016). Havza bazında oluşturulmuş olan K faktörü 0,01 ile 0,02 t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1} arasında değerler almış ve ortalaması 0,02 t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1} olmuştur (Şekil 4.8). Havza alanı ağırlıklı olarak kırmızı kahverengi topraktan oluşmaktadır. Alüvyal toprak ise, çalışma alanı içinde vadi tabanlarında bulunmaktadır.

Karışık orman altında gelişen topraklar, meralara göre daha yüksek organik madde içeriğine sahiptir. Önceki çalışmalar, organik maddenin yığın yoğunluğu, hidrolik iletkenlik, agrega stabilitesi vb. gibi çok sayıda fiziksel toprak özelliği, bazı düzenleyici rollere sahip olduğunu ve toprağın erozyona karşı duyarlılığını büyük ölçüde etkilediğini göstermiştir (Cerda 1996, Wu and Tiessen 2002, Başaran *et al.* 2008).



Şekil 4.7 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık C faktör haritası



Şekil 4.8 Sarıkızlı Çayı Havzası K faktörü (t ha saat ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}) haritası (Erpul vd. 2018)

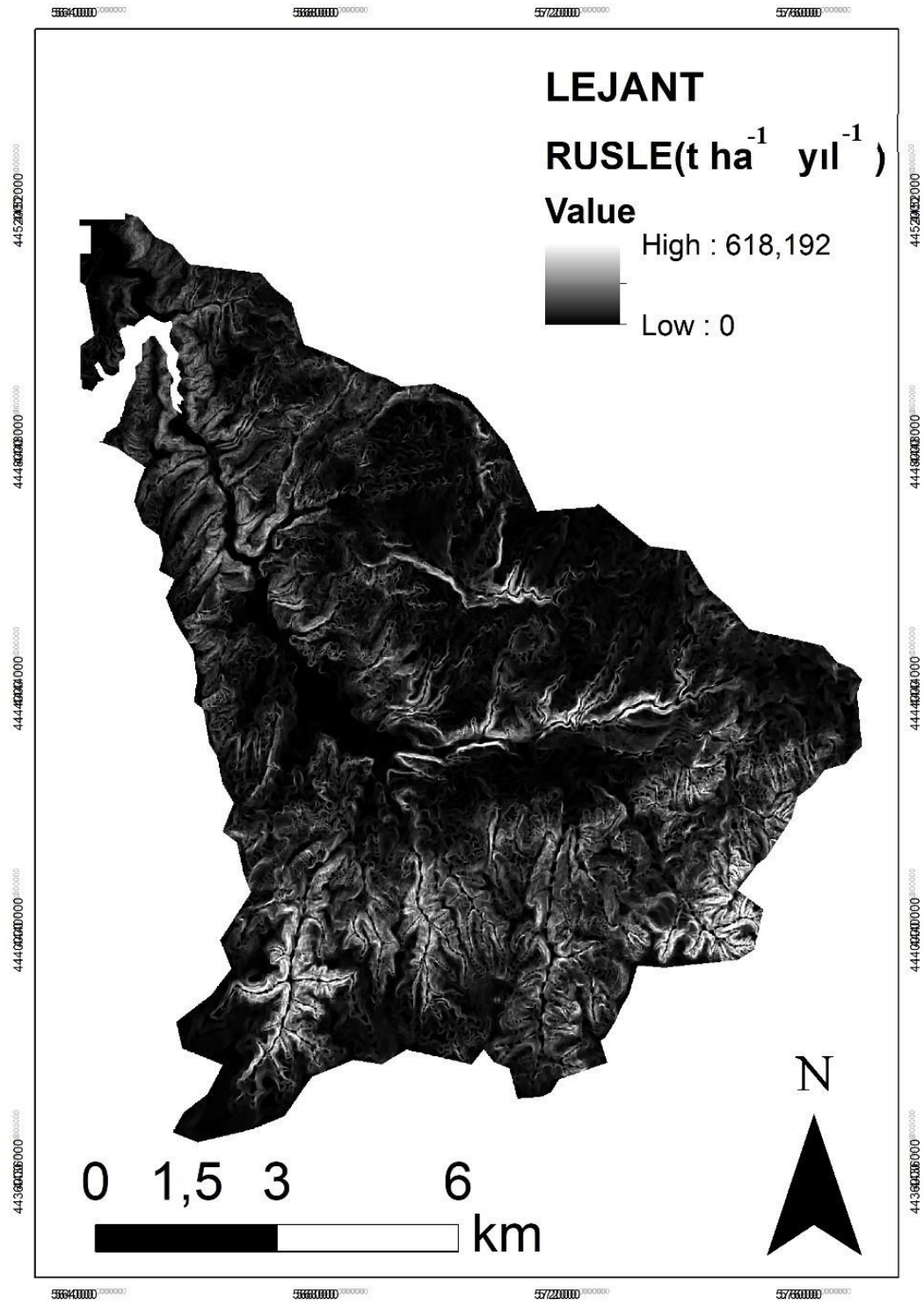
P faktörü çalışma alanı kapsamında erozyon kontrolüne ve önlenmesine yönelik herhangi bir çalışmanın olup olmadığını ortaya koyar (Erdoğan 2019). Sarıkızlı Çayı havzasında koruma tedbirleri olmadığında, P faktörünü 1 olarak kabul edilmiştir.

Çizelge 4.3 Potansiyel toprak kaybı ve RUSLE'ye ait faktörlerin miminum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri

Faktör	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart sapma
LS	0	293,88	21,23	23,78
C	0,20	0,67	0,38	0,04
R	252,34	320,71	284,98	15,17
K	0,01	0,02	0,02	
RUSLE	0	618,19	42,35	47,17

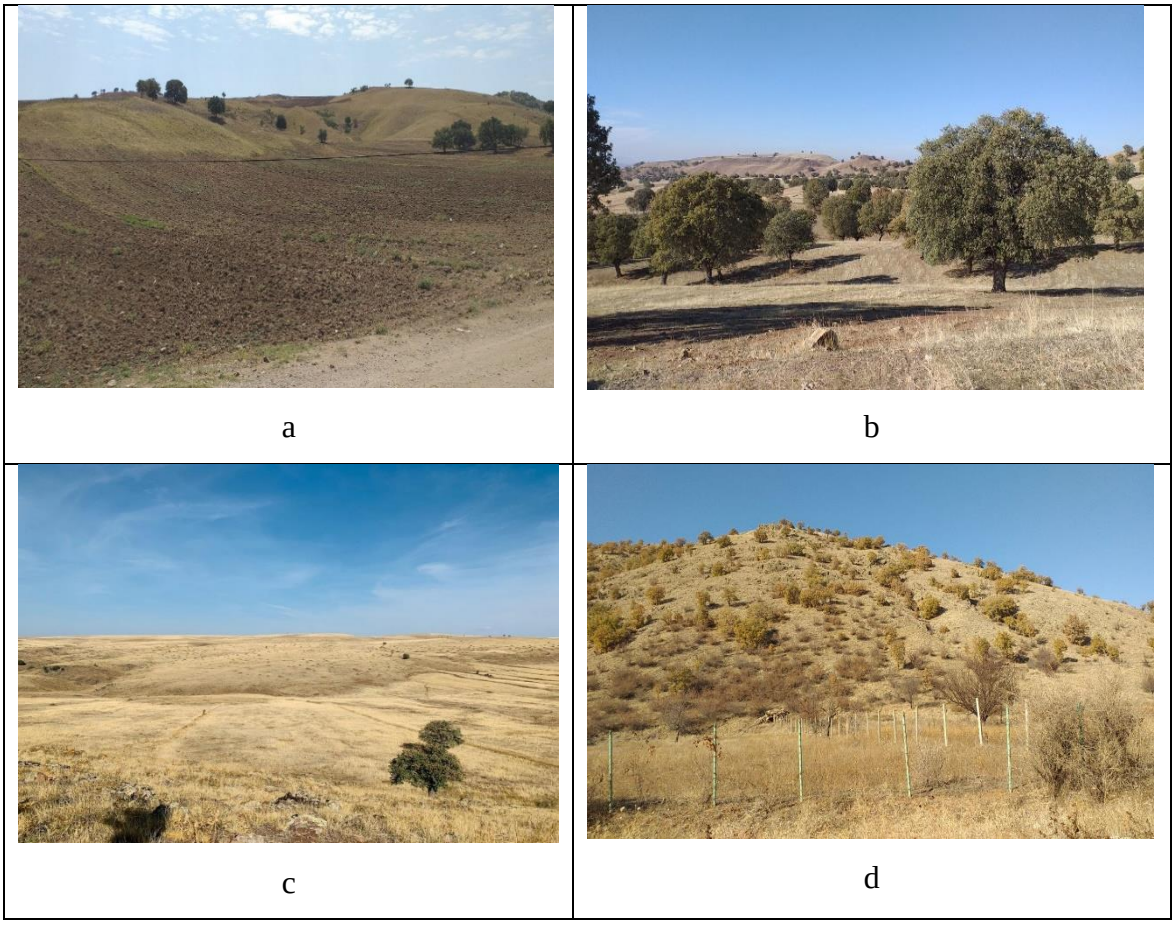
Sarıkızlı Çayı havzasında potansiyel toprak kayıpları altı faktörün çarpımı ile konumsal olarak elde edilmiştir. Çalışma alanında potansiyel toprak kayıpları 0 ile 618,19 t ha-1 yıl-1 arasında değişmektedir (Çizelge 4.3, Şekil 4.9). Havza için ortalama toprak kaybı 42,32 t ha^{-1} $yıl^{-1}$'dır. Çalışma alanında en fazla potansiyel toprak kaybı, orman alanlarında meydana gelmiştir (Şekil 4.10). Orman alanları için potansiyel toprak kayıpları 0-610,31 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ arasında değerler olup ortalaması 56±55,13 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ olmuştur. Ormanlarda meydana gelen potansiyel toprak kayıpları havza ortalamasının oldukça üzerine çıkmıştır. Tarım alanlarında ortalama potansiyel toprak kaybı 25,77± 32,05 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ (0-513,77 t ha^{-1} $yıl^{-1}$) dır. Mera alanlarında ortalama potansiyel toprak kaybı ise, 32,50 ±35,70 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ (0-560,13 t ha^{-1} $yıl^{-1}$) olduğu için havza ortalamasının altında kalmıştır. Çalışma alanında potansiyel toprak kayıplarının en düşük olduğu alanlar, eğimin düze yakın olduğu ve tarım alanları ile kaplı olan vadi tabanlarıdır (Şekil 4.10). Ayrıca güneyde orman alanlarının üst kısımlarında bulunan büyük düz alanlarda potansiyel toprak kaybı, çok düşük değerler almışlardır. Çalışma alanında potansiyel toprak kaybı en yüksek değerler, havzanın kuzeyinde ve güneyinde yer alan eğimi yüksek yamaç arazilerdeki seyrek meşeliklerin bulunduğu orman alanlarında ortaya çıkmıştır. Elde edilen sonuçlar bölgeye yakın alanlardaki toprak kaybı üzerine yapılan çalışmalar (Yılmaz 2006, Erdoğan *et al.* 2007, Özcan *et al.* 2008, Saygın *et al.* 2014, Özcan ve Ediş 2016, Özcan and Aytaş 2020) ile bazı arazi kullanımları bakımından farklılık göstermektedir. Meyve bahçeleri, üzüm bağları ve ekilebilir arazi gibi tarım arazisi kullanımları, literatürde yaygın olarak

orman arazisi kullanımlarından daha yüksek toprak erozyonu oranlarına sahip olarak anılmaktadır (Cerdan *et al.* 2010).



Şekil 4.9 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık potansiyel toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası

Özcan vd. (2008) Çankırı İndağı'nda farklı arazi kullanımlarının toprak kaybı üzerine etkilerini inceledikleri çalışmada ormanların en düşük toprak kayıplarına sahip olduğunu belirtmiştir (Şekil 4.10). Bunun en önemli sebebi alandaki karaçam ve meşe ormanlarının kapalılıklarının çok yüksek olmasıdır. Buna benzer bir sonuçta Saygın vd. (2014) tarafından elde edilmiştir. Saygın vd. (2014) yüksek kapalılığa sahip ve katmanlı bir karaçam ve meşe ormanında daha düşük potansiyelde toprak kayıpları bulmuşlardır. Ayrıca Sarıkızlı Çayı havzasının aksine mera arazi kullanımının ormana göre çok daha yüksek toprak kayıplarına maruz kaldığını belirlenmiştir. Bunun en önemli sebebi, Sarayköy Baraj havzasında meraların eğimlerinin çok yüksek ve otlatma baskısından dolayı vejetasyon kapalılığının düşük olmasıdır.



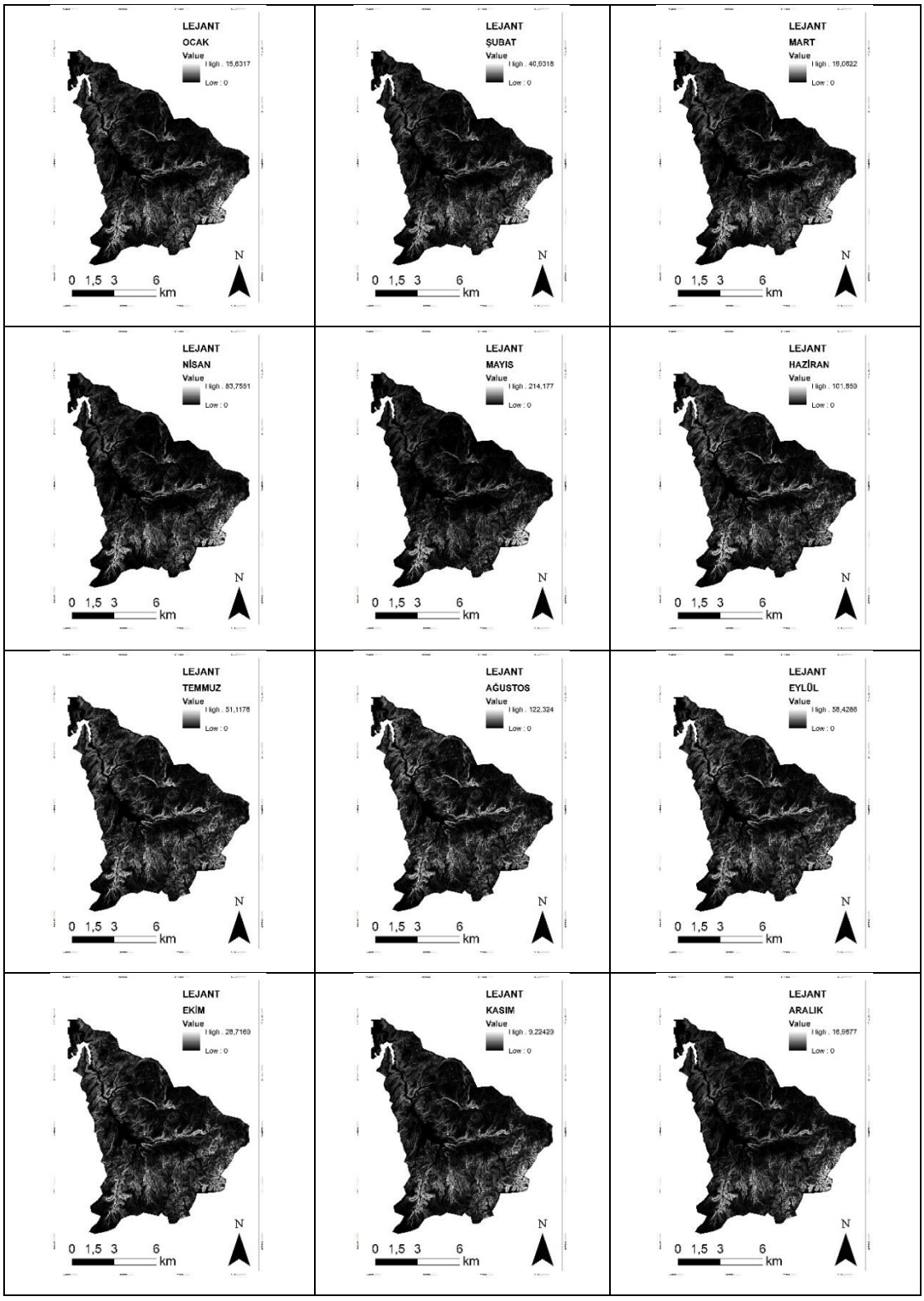
Şekil 4.10 Çalışma alanı alan kullanım tiplerine ait fotoğraflar(a) Tarım alanı, b) AMP nin kapalılık oranı %50'den az olan tarım alanı, c) Seyrek APM'si kapalılığa sahip olan tarım alanı ve d) Orman alanı) (Orijnal 2020)

Özcan ve Aytaş (2020) mera ve tarım alanlarının bulunduğu Çankırı Bakkal Gölü havzasında tarım alanlarının meralara göre daha fazla toprak kaybına uğradığını belirlenmiştir. Çalışma alanında tarım alanları genel olarak daha düze yakın olmasının sonucunda daha düşük potansiyel toprak kayıp değeri elde edilmesine sebep olmuştur.

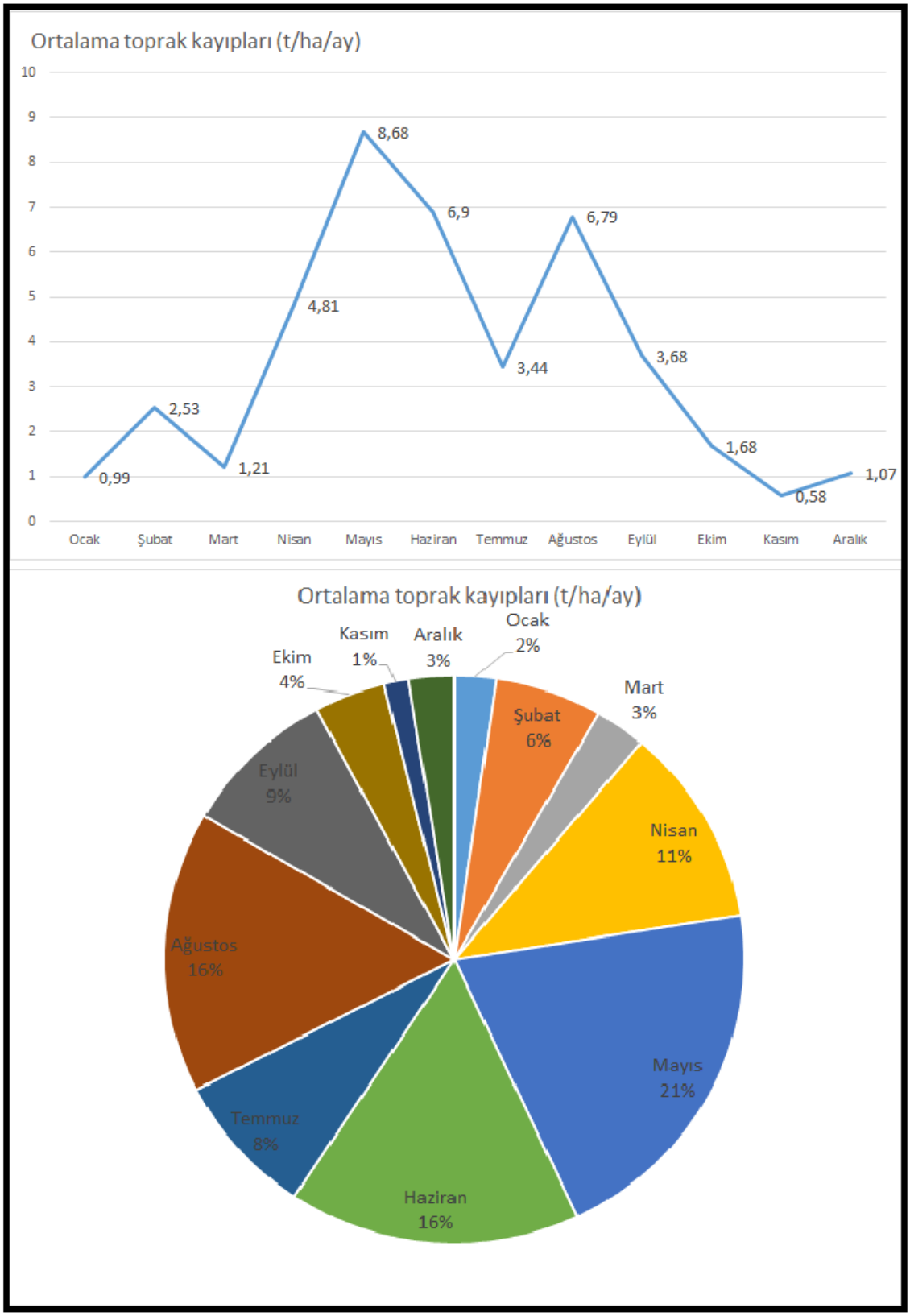
Aylık olarak hesaplanan potansiyel toprak kayıplarına göre, Ocak, Şubat, Mart, Temmuz, Eylül, Ekim, Kasım ve Aralık aylarının değerleri, potansiyel toprak kaybının ortalama değerinden daha düşüktür (Çizelge 4.4, Şekil 4.11, Şekil 4.12). Diğer ayların ortalama toprak kayıpları ise ortalama değerden büyüktür. En az toprak kaybı kasım ayında (ortalama 0,58 t ha^{-1} ay^{-1}) gerçekleşmiştir. Kasım ayında C faktör değeri (0,40), ortalama yıllık C faktör değeri (0,37) fazla olmasına rağmen, potansiyel toprak kaybının diğer bir değişkeni olan R faktör değerinin ortalaması 3,30 MJ mm ha^{-1} ay^{-1} gibi çok düşük bir değer olmasından dolayı düşük bir toprak kaybı tahmin edilmiştir. Bunun aksi olarak, Mayıs ayı en fazla toprak kaybının yaşandığı aydır (ortalama 8,68 t ha^{-1} ay^{-1}). Bütün potansiyel toprak kayıplarının yaklaşık olarak %21'i Mayıs ayında meydana geldiği tahmin edilmiştir. Aynı şekilde, Nisan ayından başlayıp Ağustos ayı boyunca beş aylık sürede bu oran %72 olmuştur. Bunun en önemli nedeni yağışın erozyon oluşturma gücü olan R faktörün yüksek olmasıdır. Bu beş ayın R faktör toplamları bütün yılın %76'sını oluşturmaktadır. Bu aylarda R faktörün aksine C faktör değerleri en düşük aylık ortalama değerleri almıştır.

Çizelge 4.4 Aylara göre potansiyel toprak kaybına (t ha^{-1} ay^{-1}) ait minimum, maksimum, ortalama ve standart sapma değerleri

Aylar	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart sapma
Ocak	0	15,63	0,99	1,12
Şubat	0	40,93	2,53	2,94
Mart	0	19,06	1,21	1,44
Nisan	0	83,76	4,81	5,87
Mayıs	0	214,18	8,68	11,03
Haziran	0	101,86	6,90	7,63
Temmuz	0	51,12	3,44	3,67
Ağustos	0	122,32	6,79	7,21
Eylül	0	58,43	3,68	3,95
Ekim	0	28,72	1,68	1,78
Kasım	0	9,22	0,58	0,65
Aralık	0	16,99	1,07	1,26
RUSLE	0	618,19	42,35	47,17



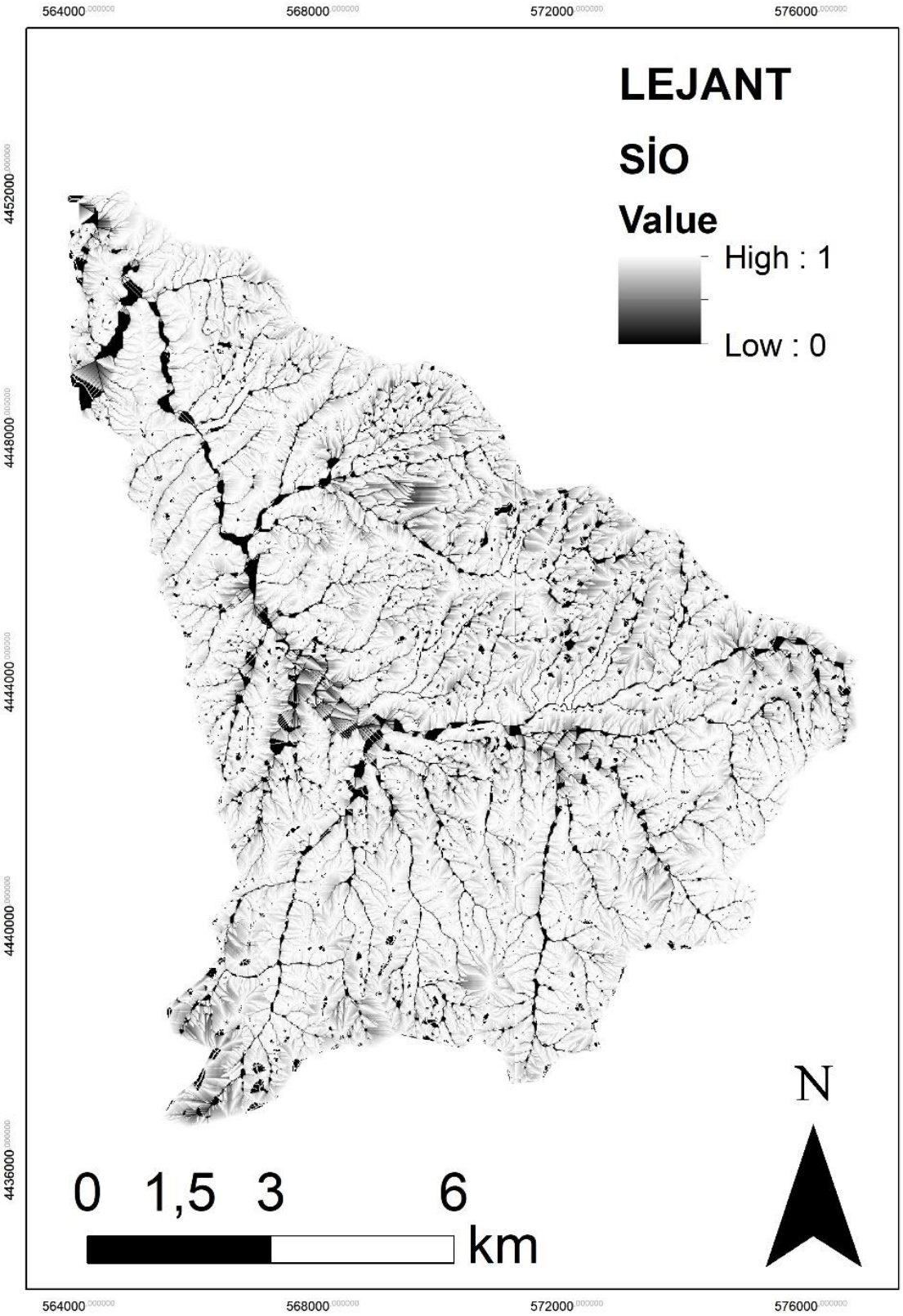
Şekil 4.11 Aylık RUSLE (t ha^{-1} ay^{-1}) ile belirlenen potansiyel toprak kaybı haritaları



Şekil 4. 12 Ortalama potansiyel toprak kaybını (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) gösteren çizgisel ve dairesel grafik

4.2 Sediment İletim Oranı

Erozyona uğrayan toprak genel olarak birikim alanına taşınmamakta, eğimin azaldığı ve iç bükey eğim kırıkları gibi birçok alanda birikmektedir (Yılmaz 2006). Bu biriken oranla taşınan oran arasındaki değer sediment iletim oranı olarak tanımlanmaktadır. Sediment iletim oranının doğru hesaplanmasında en geçerli yöntem arazi çalışmalarıdır. Fakat geniş alanlarda arazi çalışmalarının zaman alması ve ekonomik olmamasından dolayı daha önce oluşturulan eşitlik alanlara uyarlanmaktadır. Bu çalışma için Ferro vd. (1998) tarafından geliştirilen Eşitlik (3.8) kullanılmıştır. Sediment iletim oranı havza için 0-1 arasında değerler almış olup ortalaması 0,86'dır (Şekil 4.13). Sediment iletim oranın yüksek olmasının en önemli sebebi havzadaki eğimin yapısıdır. Havzadaki eğim yapısı dış bükey olduğu için sediment iletim oranı yüksek çıkmıştır. Bir diğer durum ise havza içerisindeki tali havzaların alanları arttıkça sediment iletim oranı düşmektedir (Yılmaz 2006). Sedimet iletim oranının yüksek çıkmasının bir nedeni de çalışma alanında oldukça fazla tali havza bulunmakla birlikte bu havzaların alanları küçük olmasıdır. Buna benzer sonuçlar Saygın vd. (2014) tarafından Eldivan Sarayköy havzası için elde edilmiştir. Özcan ve Aytaş (2020) Bakkal Gölü havzasında bundan farklı olarak düşük SİO'nın ulaşmıştır. Hem eğimin düşüklüğü hem alt havzaların genişliğinden dolayı bu farklılık meydana gelmiştir. SİO'nun düşük olduğu alanlar havzada vadi yamaçlarında yer alan tarım alanlarıdır. APM'sinin bulunduğu orman ve tarım alanlarında eğim dikliğinin düşüklüğünden dolayı SİO düşüktür. En yüksek oranlar orman alanlarında belirlenmiştir. Bu oranlar LS faktör değerleri ile orantılıdır.



Şekil 4.13 Sarıkızlı Çayı havzası sediment iletim oranı haritası

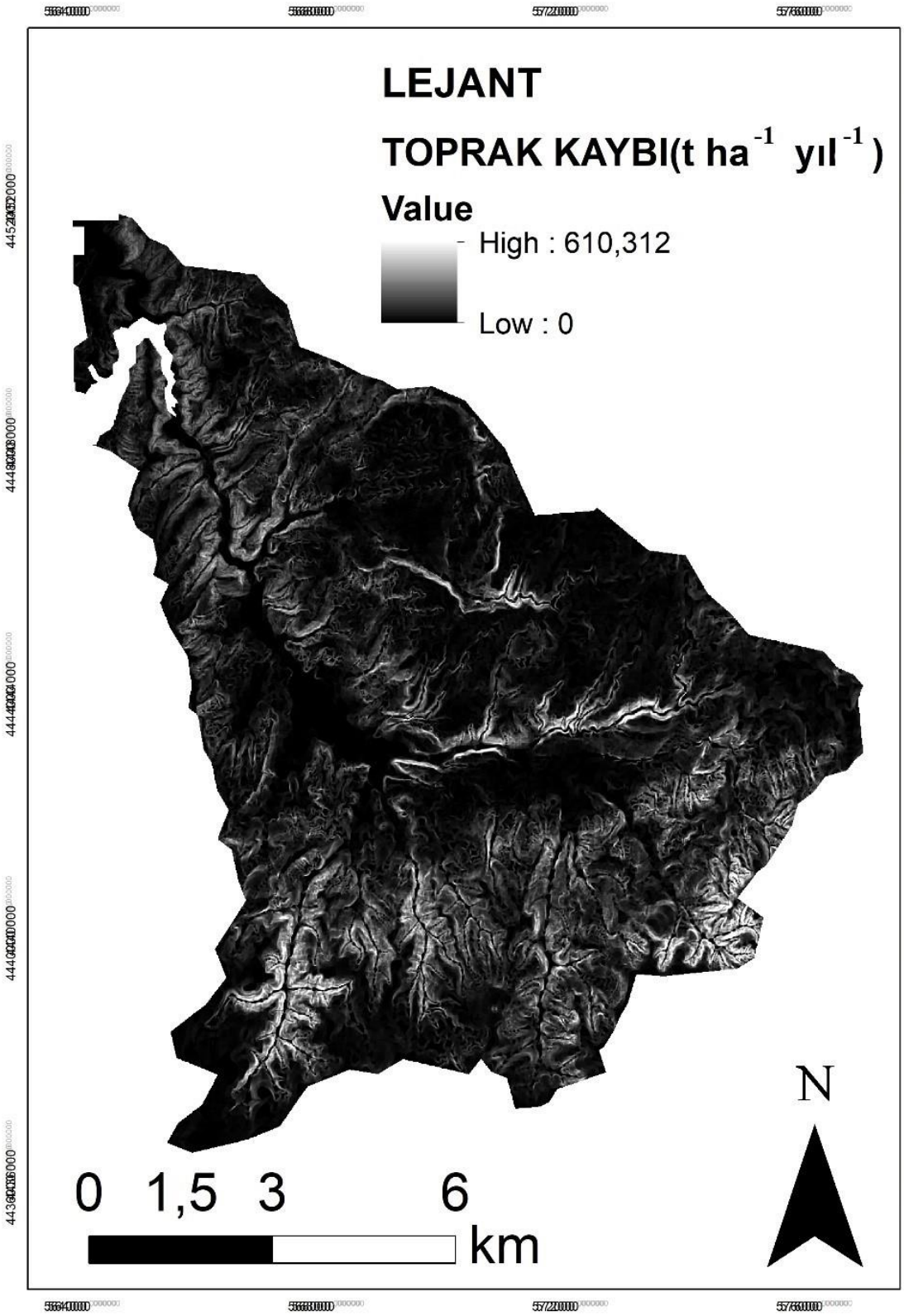
4.3. Gerçek Toprak Kayıpları

Çalışma alanında potansiyel toprak kayıplarının sediment iletim oranı ile çarpılması ile gerçek toprak kayıpları tahmin edilmiştir. Sarıkızlı Çayı havzasının topografik yapısından dolayı SİO yüksek çıkmıştır. Bu sebepten dolayı potansiyel toprak kayıpları ile gerçek toprak kayıpları arasında büyük bir farklılık oluşmamıştır. Çalışma alanı için gerçek toprak kayıpları 0 ile 610,31 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ arasında değerler almış olup ortalaması 39,49 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.14). Potansiyel toprak kayıplarından farklı olarak ortalamada 2,86 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ yani %10'luk bir azalma meydana gelmiştir (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5 Havza için potansiyel toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$), sedimet iletim oranı ve gerçek toprak kaybına (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) ait minimum, maksimum , ortalama ve standart sapma değerleri

Faktör	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart sapma
RUSLE	0	618,19	42,35	47,17
SİO	0	1	0,86	0,25
Toprak kaybı	0	610,31	39,49	

Gerçek toprak kayıplarının potansiyel toprak kayıplarına göre en fazla azaldığı noktalar vadi tabanları, eğim dikliği düşük olan APM'nin bulunduğu alanlar ve tarım alanlarıdır. Zaten çalışma alanında bu alanlarda potansiyel toprak kayıpları orman alanlarına göre çok düşük olduğu için çarpıcı bir düşüş olmamıştır. ÇEM'nin Türkiye için RUSLE tabanlı hazırlamış olduğu toprak kayıpları modeline göre Türkiye'de her yıl 642 milyon ton, ortalama 8,24 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ toprak yer değiştirmektedir (Erpul vd. 2020). Aynı sisteme göre çalışma alanının bulunduğu Kırıkkale için ortalama toprak kaybı değeri 5,12 t ha^{-1} $yıl^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Sulakyurt Sarıkızlı Çayı Havzası'nda tahmin edilen ortalama toprak kaybının, Erpul vd. (2020) tarafından Kırıkkale İli için hesaplanmış olan ortalama toprak kaybından yaklaşık olarak 8 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Bunun en önemli sebebi örneğin Türkiye geneli ormanları için ortalama bir C Faktör değeri kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Türkiye Erozyon Risk Haritası'nda (Erpul vd. 2018, Erpul vd. 2020) 0,01 ile 0,03 arasında C Faktör değerleri kullanılmıştır.



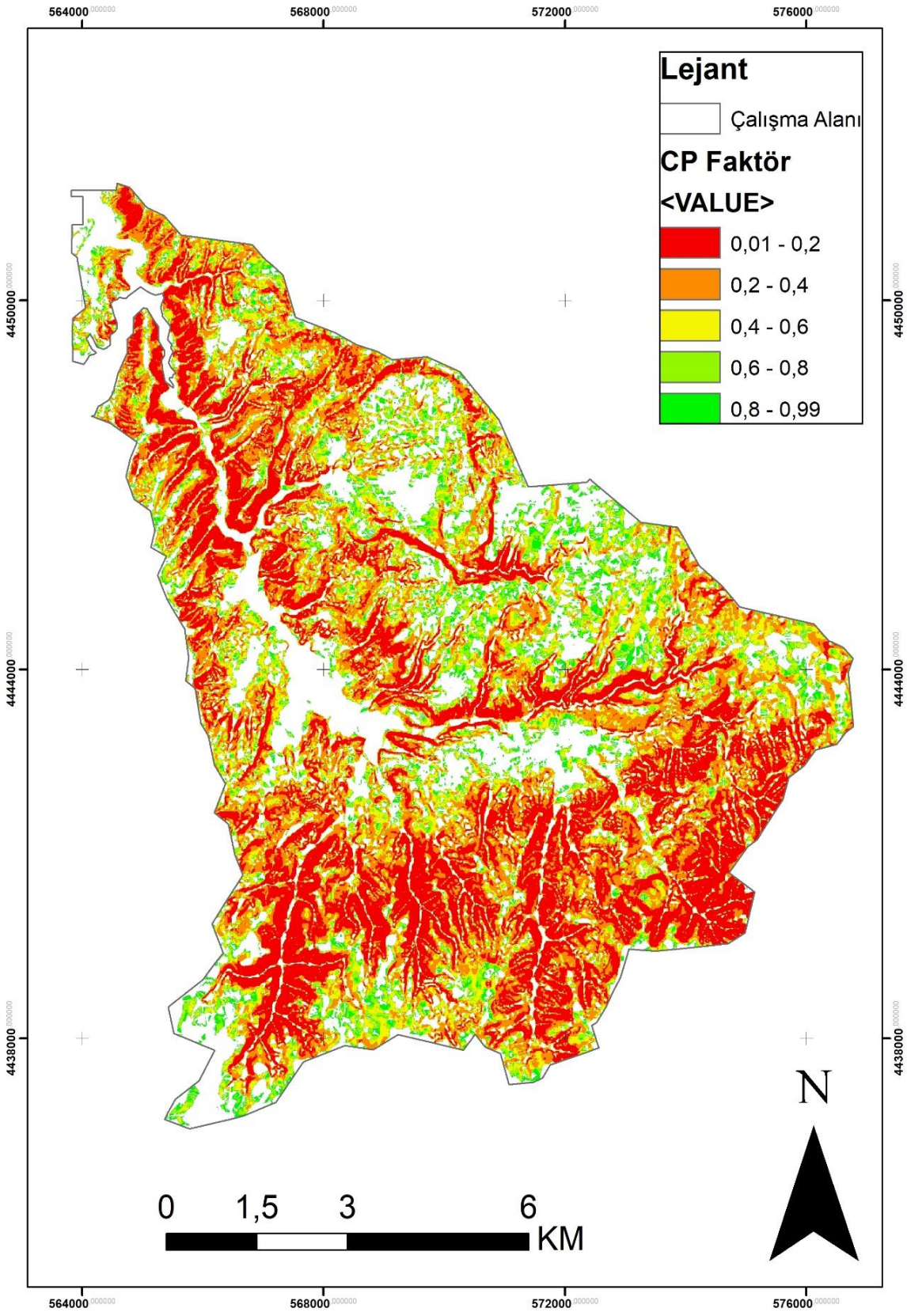
Şekil 4.14 Sarıkızlı Çayı havzası yıllık toprak kaybı (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) haritası

4.4 Peyzaj Onarım Senaryosu

P faktör drenaj şekillerinin, akış konsantrasyonu, akış hızı ve toprak yüzeyine yapılacak olan kontrol uygulamaları için hesaplanmaktadır (Renard *el al.* 1991). Çalışma alanında her hangi bir erozyon kontrol çalışması olmadığı için P faktör değeri 1 alınmıştır. C faktör ise, her biri aynı zaman periyodu sırasında yağış erozivitesinin bir kısmı ile ağırlıklandırılmış, zamanla değişen toprak kaybı oranları (SLR) değerlerinin ortalamasını temsil eder (Napoli *et al.* 2016). Panagos *et al.* (2015a) Avrupa ölçeğinde P faktörünün modellenmesinde C faktörünün tahmini ile birlikte değerlendirmiştir. Aynı şekilde Madenoğlu vd. (2018) ve Pınar vd. (2020) Türkiye'de sürdürülebilir havza yönetimi için toprak kayıplarını azaltılmaktadaki senaryo yaklaşımında C faktörünü kullanmıştır. Bu çalışmada toprak kayıplarının azaltılması için C ve P faktör birlikte değerlendirilmiştir. Havzada yaklaşık olarak 6576,06 ha'lık (havza alanının %62,88) bir alanda toprak kaybı T değerinden (t ha^{-1} $yıl^{-1}$) daha büyük bir değere sahiptir (Çizelge 4.6). Bu alanlar için hesaplanan CP faktör simülasyon değerleri 0,01-0,99 arasında olup ortalama 0,35 ± 0,24'dır (Şekil 4.15). Özcan ve Aytaş (2020) Bakkal Dolin Gölü'ne gelen sedimentin azaltılması için yapmış olduğu simülasyona göre ortalama CP faktör değerini 0,59 ± 0,24 hesaplamıştır. Havzanın 3882,42 ha (% 37,12) kısmında toprak kaybı için herhangi bir müdahalenin olmasına gerek bulunmamaktadır (Çizelge 4.6). Havza için CP faktör değerleri oldukça düşük bulunmuştur. Çalışma alanın yaklaşık %48,13'ünde CP faktör değeri 0,4'ün altında çıkmıştır.

Çizelge 4.6 Sarıkızlı Çayı havzasında simülasyon için hesaplanan CP faktör değerleri

CP Değeri	Alan (Ha)	Alan (%)
Müdahalesiz	3882,42	37,12
0-0,2	2800,49	26,78
0,2-0,4	2259,15	21,60
0,4-0,6	128,85	1,23
0,6-0,8	836,70	8,00
0,8-1	550,87	5,27
Toplam	10458,48	100,00



Şekil 4. 15 Sarıkızlı Çayı havzasında simülasyon için hesaplanan CP faktör haritası

4.5 Peyzaj Onarımı İçin Öncelikli Alanlar

Çalışma alanında T değerine göre toprak kayıplarının azaltılması için CP faktörün değerleri simülasyon modeli olarak elde edilmiştir. CP faktör değerinden yola çıkarak toprak kayıplarının azaltılması için toprak restorasyon sınıflandırılması yapılmıştır. Arazi Tahribatının Dengelenmesi Planlarının (UNCCD 2016) geliştirilmesi böylece toprak erozyonunun önlenmesi için restorasyon alanlarının belirlenmesi gerekmektedir. Bunun için iki koruma seviyesi ve beş restorasyon sınıfı seviyesi tanımlanmaktadır.

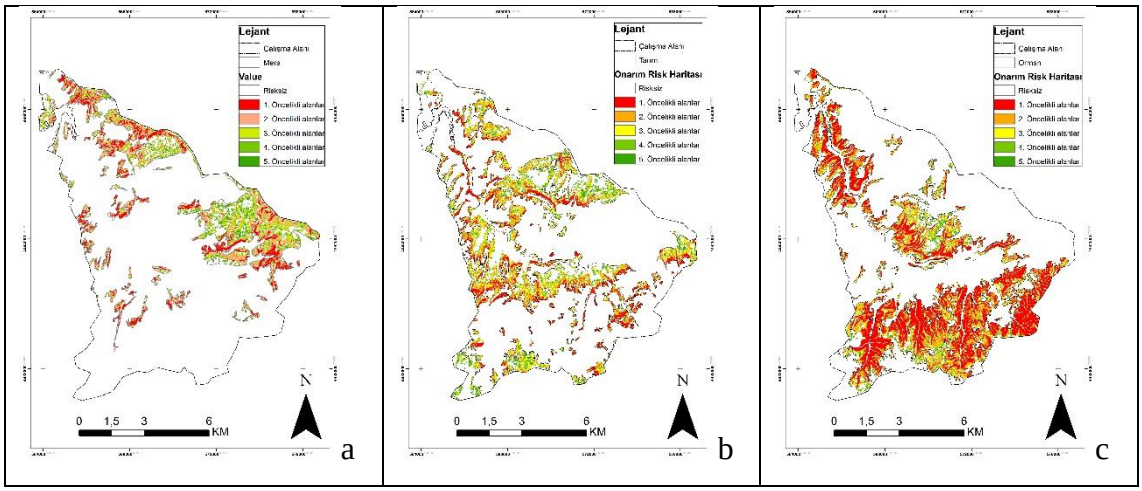
Restorasyon önceliği "Toprak restorasyonu– I" (TR I) de daha yüksek ve "TR V"de daha azdır (Çizelge 4.7). Seviyeler arasındaki fark, farklı peyzaj planlama ve yönetim hedeflerini yansıtmaktadır. TR I, en hassas alanlardır ve bu alanlarda toprak ve su korumasını sağlamak için arazi kullanımını değiştirmek veya yönetim stratejilerini ve koruma uygulamalarını uyarlamak acildir. Bu alanlar 1. derece öncelikli alanlardır. TR II, Toprak erozyonu eğilimi yüksek ancak TR I'den daha iyi arazi örtüsüne sahip alanlardır. Bu alanlarda koruma uygulamaları ve izleme benimsenmelidir. TR III, bu alanlarda, restorasyon önerileri temel olarak arazi kullanımlarını veya uygulamalarını değiştirerek toprak kalitesini eski haline getirmektir. TR II ve TR III'te arazi bozulumu, esas olarak sürdürülebilir yönetim uygulamaları ile azaltılabilir, daha düşük seviyeler (TR IV ve V) veya arazi kalitesinde olumsuz değişiklikleri önlemeye yönelik riskin önüne geçilebilecek uygulamalar ile azaltılabilir.

Toprak restorasyon sınıflandırması için 0-1 arasında değerler alan konumsal CP faktör simülasyon modeli, 0,2 aralığı ile 5 sınıfa ayrılmıştır. TR I, yani birinci önceliklendirme alanı 0-0,2 arasında yer almaktadır. Burası erozyon riskinin en yüksek olduğu alandır. Tüm alanın %27,61'i 1. derece öncelikli alandır (Çizelge 4.7). Ormanların %41'i peyzaj onarımında 1. derece öncelikli alanların içerisinde yer almaktadır (Şekil 4.16). Tarım alanlarının %14,71'i ve mera alanlarının %20,02'si de 1. derece öncelikli alanların içerisindedir. Tarım alanlarının %37,5'inde, mera alanlarının %24,94'ünde ve orman alanlarının %16,60'ında toprak kayıpları bakımından herhangi bir risk bulunmamaktadır.

Toprak restorasyonu için belirlenen alanlarda öncelik sıralamasına göre hangi müdahalenin yapılacağı Çizelge 4.8'de verilmiştir.

Çizelge 4.7 Alan kullanım tiplerine göre öncelikli risk grubundaki onarım alanlarının yüzde dağılımı

Öncelikli alanlar	Tarım Alan (Ha)	Tarım Alan (%)	Orman Alan (Ha)	Orman Alan (%)	Mera Alan (Ha)	Mera Alan (%)	Tüm Alan Alan (Ha)	Tüm Alan Alan (%)
1	357,09	14,71	1766,25	41,74	749,17	20,02	2872,51	27,61
2	450,02	18,53	976,22	23,07	902,85	24,13	2329,09	22,39
3	324,21	13,35	418,26	9,88	562,04	15,02	1304,51	12,54
4	234,62	9,66	233,39	5,51	364,16	9,73	832,18	8,00
5	155,26	6,39	135,23	3,20	230,55	6,16	521,04	5,01
Risksiz	906,80	37,35	702,65	16,60	933,23	24,94	2542,68	24,44
Toplam alan	2428,00	100,00	4232,00	100,00	3742,00	100,00	10402,00	100,00



Şekil 4.16 Alan kullanım tiplerine göre toprak restorasyon haritası: a) Mera, b) Tarım ve c) orman (Orijinal 2022)

Tarımsal peyzajın olduğu alanda, peyzaj onarım çalışması % 62.64'ünde yapılması gereklidir. Ancak bu alanda risk önceliğine göre teraslama, çevirme hendekleri gibi risk grubuna göre öncekli sırasına göre, peyzaj onarım teknikleri kullanılması gereklidir. Mera alanlarında, peyzaj onarım yapılması gereken alan, % 75.06'sıdır. Bu alan kullanım tiplerinde risk önceliği dikkate alınarak, kontur karıkları, taşkın kontor yapıları gibi peyzaj onarım teknikleri kullanılması gereklidir. Orman sahasının % 83.4'ü koruma önlemlerinin alınması gereken alandır. Orman alanlarında peyzaj onarım tekniklerinden kesim artıklarıyla teraslama, kuru duvar eşikleri, örme çit gibi öncelikli risk grubuna göre, alanlarda peyzaj onarım tekniklerinin kullanılması gereklidir (Çizelge 4.7, Şekil 4.16, Çizelge 4.8).

Çizelge 4.8 Onarım öncelikli riskli alanlar ve alan kullanım türlerine göre alınması gereken önlemler (Erpul vd 2020'den değiştirilmiştir)

TR	Mera	Tarım	Orman
I	Teraslama Çevirme hendekleri ve kanalları Kontur karıkları Taşkın kontrol yapıları(setler, bentler, eşikler) Kontrol bentleri veya hazneleri Meraya uygun türlerin ekimi için uygun ortam hazırlaması Su tutma çukurları ve hendekleri II ve III Önlemler	Teraslama Çevirme hendekleri ve kanalları Kontur karıkları Taşkın kontrol yapıları Kontrol bentleri veya hazneleri II ve III Önlemler	Kesim artıklarıyla teraslar Kuru duvar eşik Örme çit Tersib bendi İstinat duvarı Gradoni teraslarla ağaçlandırma II ve III Önlemler
II ve III	Parsel sınırı ağaç-çalı çitleri Çim şeritleri Çim yolları Bitkisel engeller veya çitler Alan yağış durumuna göre ıslah edilmeli ve korunmalı zorunlu hallerde otlatma 2-3 yılda bir olmalı Erozyonu önlemede kabiliyeti yüksek bitki türleri desteklenmeli IV ve V önlemleri	Su hasadı Parsel sınırı ağaç-çalı çitleri Çim şeritleri Çim yolları Bitkisel engeller veya çitler Örtü barındırma ve geliştirme IV ve V önlemleri	Ağaçlandırma Rehabilitasyon IV ve V önlemleri
IV ve V	Zorunlu hallerde otlatmanın 2-3 yılda bir yapılması Gübrelemenin otlatmanın kapasitesine uygun ve doğru zamanda yapılması Erozyonu önlemede kabiliyeti yüksek bitki türleri desteklenmeli Yeniden ekim veya otlandırma Otlatma münavebesi	Ürün münavebesi Karışık ekim Şeritvari ekim Koruyucu tarım Malçlama Gübreleme ve besin döngüsü	Örtü geliştirme Koruma

5.SONUÇ

Peyzaj planlaması ve yönetimi, sürdürülebilir ekosistem hizmetlerinin sağlanması kalkınmayı sağlamak için peyzajları geliştirmek, restore etmek veya oluşturmak için ileriye dönük eylemleri kapsamaktadır (Avrupa Peyzaj Sözleşmesi 2000). Dünyada arazi kullanım ve yönetimin uygulamalarının değiştirilerek ekosistem restorasyonunun hızlandırılması siyasi bir öncelik olarak görülmektedir. Böylece ekosistem servislerinin iyileştirilmesinin önü açılabilecektir. Örneğin, Almanya Hükümeti ile IUCN tarafından 2011 yılında Bonn'da başlatılan ve 2014 yılında Birleşmiş Milletler İklim Zirvesinde Newyork Ormanları Bildirgesi ile onaylanan Bonn Mücadelesi 2030 yılına kadar 350 milyon hektar bozulmuş veya ormansızlaştırılmış araziyi restorasyona ulaştırma hedefini taşımaktadır. Bonn Mücadelesi, Biyoçeşitlilik Sözleşmesi, Birleşmiş Milletler Çölleşme ile Mücadele Sözleşmelerinin peyzaj planlama süreçlerine entegre edilmesi gerekmektedir. Arazi tahribatının ana veya ortak nedeni, yanlış arazi kullanımı ve yönetim uygulamalarıdır. Bu nedenle peyzaj planlamasının sürdürülebilir olması için zaman ve ölçek ile birlikte dinamik bir istikrarın hedeflenmesi gereklidir. Toprak erozyonu, arazi bozulmasının dolayısıyla ekosistem hizmetlerinin azalmasının en önemli sebeplerinden birisidir. Arazi Tahribatı Girişiminin Ekonomisi (*Economics of Land Degradation Initiative*) tarafından başlatılan "*The Value of Land Degradation Initiative*" raporunda, ekosistem hizmetleri, arazi bozulmasından kaynaklanan değer kayıpları hakkında kanıtlar sunmakta ve ekosistem hizmet değerlerindeki küresel kaybın 6,3 ile 10,6 trilyon ABD doları arasında bir maliyeti olabileceği tahmin edilmiştir (Marques *et al.* 2016). Erozyon sorunun ortadan kaldırılması toprağın iyileştirilmesini böylece gıda ve su güvenliğinin güvence altına alınmasını da sağlayacaktır.

Toprak kaynaklarının korunması için, erozyon şiddetinin ve şiddet seviyelerinin mekânsal dağılımının doğru bir şekilde değerlendirilmesi gerekmektedir. Dünyada erozyonun miktarını ve erozyon şiddetinin mekânsal dağılımını belirlemede birçok kantatif model kullanılmaktadır. Bu modeller, özellikle geniş alanlarda çalışmak ve genelleştirmek yapmak için CBS ve uzaktan algılamadan destek almaktadır. Sarıkızlı Çayı havzasında gerçekleştirilen bu çalışmada toprak kayıplarının tahmin edilmesinde RUSLE modeli seçilmiştir. Bu tip modellerin seçilmesinde öncelikli olarak model

değişkenlerine ait verilerin hali hazırda olması etkilidir. Türkiye'de erozyonla mücadele amacıyla kurulan Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü'ne ait Dinamik Erozyon Modeli ve İzleme Sistemi (DEMİS) RUSLE tabanlı olarak çalışmaktadır (Erpul vd. 2020). Bu sayede başta toprak erodibilite değerleri gibi birçok veriye ulaşılmaktadır. RUSLE modelinin, havza ölçeğinden daha büyük ölçeklere uyarlanabilme imkanı bulunmaktadır. RUSLE modelinin en önemli tercih sebeplerinden biri de simülasyona uygun olmasıdır. Onarım için gerekli olan uygulamaları konumsal olarak verebilmektedir. RUSLE modeli gelişimi maden ocaklarının onarımı yerine olduğu için peyzaj onarımı için oldukça etkilidir.

Çalışma alanında arazi kullanımlarına göre toprak kayıplarının miktarı ve mekânsal dağılımı tahmin edilmiştir. En fazla erozyon, orman alanlarında meydana gelmektedir. Bunun en önemli sebebi, orman alanlarının eğimli alanlarda yer alması ve özellikle bu alanlarda bitki kapalılığının düşük olmasıdır. Tarım alanları ise en düşük toprak kayıplarına maruz kalmıştır. Çünkü çalışma alanındaki tarım alanları, vadi içlerinde yer alan alüvyon yataklarına ve orman içinde kalan düz alanlara yayılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, havzanın genelinde çok yüksek bir toprak kaybı bulunmaktadır. Simülasyon modelindeki amaç, havza içerisinde peyzaj onarımında, i) hangi alanların öncelikli olduğu, ii) onarım yönteminin nasıl olacağına karar vermektir. Çalışma alanında, her arazi kullanımı için müdahalenin düzeyi belirlenmiştir. Peyzaj onarımında karar vermeyi etkileyen faktörlerin başında uygulamanın ekonomik değeri gelmektedir. Peyzaj onarımın birinci kuralı, maliyet değeri göz önünde bulundurularak izleme çalışmalarını yürütmek gerekmektedir. Simülasyon modeli aynı zamanda havza alanı için izlemesi gerekli olan alanların konumsal haritasını vermektedir.

Bu çalışmada geliştirilen sonuçlar ve kullanılan yöntemlerin, peyzaj planlama hedefleri ve onarım kararlarının alınmasında, hedeflerin etkin hale getirilmesine ve havzaların peyzaj bozulmasına olan duyarlılığının ortaya konulması için izlenmesine katkıda bulunması beklenmektedir.

KAYNAKLAR

Aga, A. O., Chane, B. and Melesse, A. M. 2018. Soil erosion modelling and risk assessment in data scarce rift valley lake regions. Ethiopia- Water, 10(11): 1684.

Akkemik, Ü. 2018. Türkiye'nin doğal-egzotik ağaç ve çalıları. Orman Genel Müdürlüğü Yayınları, 684 sayfa, Ankara.

Aksoy, H. and Kavvas, M. L. 2005. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. Catena, 64(2-3): 247-271.

Almagro, A., Thomé, T. C., Colman, C. B., Pereira, R. B., Junior, J. M., Rodrigues, D. B. B. and Oliveira, P.T.S. 2019. Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions. International Soil and Water Conservation Research, 7(4): 325-334.

Angima, S. D., Stott, D. E., O'Neill, M. K., Ong, C. K. and Weesies, G. A. 2003. Soil erosion prediction using RUSLE for Central Kenyan Highland conditnons. Agriculture Ecosystems and Environment, 97: 295-308.

Avrupa Peyzaj Sözleşmesi. 2000. Web sitesi: https://rm.coe.int/16802faf1f, Erişim tarihi: 20.10.2021

Basaran, M., Erpul, G., Tercan, A.E. and Canga, M.R. 2008. The effects of land use changes on some soil properties in Indagı Mountain Pass-Cankırı, Turkey. Environ Monit Asses, 136:101–119

Bayramin, I., Erpul, G. and Erdogan, H..E. 2006. Use of CORINE methodology to assess soil erosion risk in the semi-arid area of Beypazari, Ankara, Turkish. Journal Agriculture and Forestry, 30: 81–100.

Benavidez, R. A. 2018. Understanding the effect of changing land use on floods and soil erosion in the Cagayan de Oro catchment, (Unpublished doctoral dissertation). Doctor of Philosophy. Victoria University of Wellington. New Zealand.

Berberoglu, S., Cilek, A., Kirkby, M., Irvine, B. and Donmez, C. 2020. Spatial and temporal evaluation of soil erosion in Turkey under climate change scenarios using the pan-european soil erosion risk assessment (PESERA) model. Environmental Monitoring and Assessment, 192(8): 1-22.

Biddoccu, M., Ferraris, S., Opsi, F.and Cavallo, E. 2016. Long-term monitoring of soil management effects on runoff and soil erosion in sloping vineyards in alto monferrato (North–West Italy). Soil and Tillage Research, 155: 176-189.

Bogunovic, I., Pereira, P., Kisic, I., Sajko, K. and Sraka, M. 2018. Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). Catena, 160: 376-384.

Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Van Oost, K., Montanarella, L. and Panagos, P. 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nature Communıcatıons, 8:2013

Carlson, T. N. and Ripley, D. A. 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. Remote Sensing of Environment, 62(3): 241-252

Cerda, A. 1996. Soil aggregate stability in three Mediterranean environments. Soil Technol, 9:133–140

Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N. and Dostal, T. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: a study based on erosion plot data. Geomorphology, 122(1-2): 167-177.

Cinnirella, S., Iovino, F., Porto, P. and Ferro, V. 1998. Anti-erosive effectiveness of Eucalyptus coppices through the cover management factor estimate. Hydrological processes, 12(4): 635-649.

CORİNE. 2006. Web sitesi: http://corinecbs.tarimorman.gov.tr/corine, Erişim tarihi:20.11.2021

Cowie, A. L., Orr, B. J., Sanchez, V. M. C., Chasek, P., Crossman, N. D., Erlewein, A. and Welton, S. 2018. Land in balance: The scientific conceptual framework for land degradation neutrality. Environmental Science & Policy, 79: 25-35.

Demirci, A. and Karaburun, A. 2012. Estimation of soil erosion using RUSLE in a GIS framework: a case study in the Buyukcekmece Lake watershed, northwest Turkey. Environmental Earth Sciences, 66(3): 903-913.

Dönmez, A.A. 2002. Flora of karagüney mountain (Kırıkkale). Turkish Journal of Botany, 26(6): 417-451.

Durigon, V., Carvalho, D.F., Antunes, M. A. H., Oliveira, P. T. S. and Fernandes, M. M. 2014. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. International Journal of Remote Sensing, 35(2):441-453.

Dymond, J. R., Stephens, P.R., Newsome, P.F. 2005.Percent vegetation cover of a degrading rangeland from SPOT. International Journal of Remote Sensing, 13(11): 1999–2007.

Erdogan, E. H., Erpul, G. and Bayramin, İ. 2007. Use of USLE/GIS methodology for predicting soil loss in a semiarid agricultural watershed. Environmental Monitoring and Assessment, 131(1): 153-161.

Erdoğan, S.F. 2019. Seyhan Havzasında Argo-ekolojik zon temelli tarımsal alan kullanım önerilerinin geliştirilmesi. Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi, 201 sayfa, Adana.

Erpul, G. ve Deviren S.S. 2012. Ülkemizdeki toprak erozyonu sorunu üzerine:ne yapmalı?. Türkiye Toprak Bilimi Derneği, 1.(1): 26-32.

Erpul G., Şahin S., Akgöz R., İnce K., Güden A. ve Çetin E. 2016. Türkiye yağışlarının özellikleri ve yenilenmiş evrensel toprak kayıpları Eşitliği (YETKE) R faktörü, Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü Yayınları, sayfa 10-22, Ankara

Erpul, G., Şahin, S., İnce, K., Küçümen, A., Akdağ, M. A., Demirtaş, İ. ve Çetin, E. 2018. Türkiye su erozyonu atlası.Ankara, Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü Yayınları, 24 sayfa, Ankara.

Erpul, G., İnce, K., Demirhan, A., Küçümen, A., Akdağ, M.A., Demirtaş, İ., Sarıhan B., Çetin, E. ve Şahin, S. 2020. Su Erozyonu il istatistikleri - Toprak erozyonu kontrol stratejileri (Sürdürülebilir arazi/toprak yönetimi uygulama ve yaklaşımları).Çölleşme ve erozyonla mücadele genel müdürlüğü yayınları, 284 sayfa, Ankara.

Evcimen, E. 2011. Sulakyurt (Kırıkkale) dolayının jeolojisi ve Sulakyurt granitinin kesmetaş olarak değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.

Fick, S. E. and Hijmans, R. J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37(12): 4302-4315.

Ferro, V., Bagarello, V., Di Stefano, C., Giordano, G. and Porto, P. 2001. Monitoring and predicting sediment yield in a small Sicilian basin. Trans ASAE, 44(3):585–595.

Foster, G.R., McCool, D.K., Renard, K.G.and Moldenhauer, W.C. 1981. Conversion of universal soil loss equation to SL metric units. J Soil Water Conserv, 36: 355–35.

Foster, G.R., Moldenhauer, W.C. and Wischmeier, W.H. 1992. Transferability of US technology for prediction and control of erosion in the tropics. In: Soil Erosion and Conservation in the Tropics. Special Publication 43.American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, USA.

Gabriels, D., Ghekiere, G., Schiettecatte, W.and Rottiers, I. 2003. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed ,Belgium. Soil and Tillage Research, 74(1): 47-53.

Ganasri, B. P. and Ramesh, H. 2016. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. Geoscience Frontiers, 7(6): 953-961.

Giorgis, S. 1995. Web sitesi: https://books.google.com.tr/books?hl=tr&lr=&id=3oYQXFVYR1AC&oi=fnd&pg=PA7&dq=giorgis+1995&ots=klMCqP7OZv&sig=2ERWJ3WR9ntR3H5tCpcRhdC0QUA&redir_esc=y#v=onepage&q=giorgis%201995&f=false. Erişim Tarihi: 08.01.2022.

Golosov, V. N., Collins, A. L., Dobrovolskaya, N. G., Bazhenova, O. I., Ryzhov, Y. V. and Sidorchuk, A. Y. 2021. Soil loss on the arable lands of the forest-steppe and steppe zones of European Russia and Siberia during the period of intensive agriculture. Geoderma, 381:114678.

Gökçe, O. 2019. Malatya Şiro Çayı Althavzası erozyon riskinin yenilenmiş evrensel toprak kaybı (YETKE) ile tespit edilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Malatya Üniversitesi, 97 sayfa, Malatya.

Groot, R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable. Multi-Functional Landscapes. Elsevıer-Landscape and Urban planning, 75:175–186

Guerra, C. A., Rosa, I. M., Valentini, E., Wolf, F., Filipponi, F., Karger, D. N. and Eisenhauer, N. 2020. Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. Landscape ecology, 35: 823.

Güleryüz, E. 2016. Büyük melen nehri havzasında peyzaj onarım ve yönetim stratejilerinin geliştirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Düzce Üniversitesi, 201 sayfa, Düzce.

Hacısalihoğlu, S., Mert, A., Negiz, M. G. and Muys, B. 2010. Soil loss prediction using universal soil loss equation (USLE) simulation model in a mountainous area in Aglasun district, Turkey. African Journal of Biotechnology, 9(24):3589.

Hobbs, R. J. and Harris, J.A. 2001. Restoration Ecology: Repairing the earth's ecosystems in the New Milliennium. Restoration Ecology, 9:(2):239-246.

Ismail, J. and Ravichandran, S. 2008. RUSLE2 model application for soil erosion assessment using remote sensing and GIS. Water Resources Management, 22(1): 83-102.

Issaka, S. and Ashraf, M. A. 2017. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review, Geol. Ecol. Landscapes, 1: 1–11.

Karaburun, A. 2010. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. Ozean Journal of Applied Sciences, 3(1): 77–85.

Kaya, M. Y. ve Uzun, O. 2019. Ekosistem hizmetleri ve mekânsal planlama ilişkisinin peyzaj planlama çerçevesinde değerlendirilmesi. Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi, 7(3): 2166-2193.

Kırsal Çevre. 2019. İç Anadolu'nun kalıntı ormanları. Kırsal Çevre ve Ormancılık Sorunları Araştırma Derneği, Arkadaş Basım Sanayi Ltd. Şti., 434 sayfa, Ankara.

Kim, H. S. 2006. Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on the Imha watershed, South Korea. Doctoral dissertation, Colorado State University, USA.

Küresel Toprak Ortaklığı. 2017. Web sitesi:http://www.fao.org/global soilpartnership/resources/highlights/detail/en/c/416516/. Erişim tarihi: 08.01.2022.

Laflen, J. M. and Colvin, T. S. 1981. Effect of crop residue on soil loss from continuous row cropping. Transactions of the ASAE, 24(3): 605-609.

Lense, G. H. E., Moreira, R. S., Bócoli, F. A., Avanzi, J. C., Teodoro, A. E. D. M.and Mincato, R. L. 2020. Estimation of sediments produced in a subbasin using the Normalized Difference Vegetation Index. Ciência e Agrotecnologia, 44, e031419

Lionella, P. and Scarascia, L. 2018. The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. Regional Environmental Change, 18:1481–1493

Madenoğlu, S. ve Erpul, G. 2018. Yarı kurak bölgelerde farklı arazi kullanımlarında toprak erozyon duyarlılığının belirlenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 1. Uluslararası Tarımsal Yapılar ve Sulama Kongresi Özel Sayısı:484-493

Maetens, W., Vanmaercke, M., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G. and Ionita, I. 2012. Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: A meta-analysis of plot data. Progress in Physical Geography, 36(5): 599-653.

Maltsev, K. and Yermolaev, O. 2020. Assessment of soil loss by water erosion in small river basins in Russia. Catena, 195: 104726.

Marques, M. J., Schwilch, G., Lauterburg, N., Crittenden, S., Tesfai, M., Stolte, J., and Doko, A. 2016. Multifaceted impacts of sustainable land management in drylands: a review. Sustainability, 8(2): 177.

Meusburger, K., Mabit, L. ,Fulajtar, E. And Alewell, C. 2012. The usefulness of ^{137}Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to parsons and foster (2011). Elsevıer- Earth-Science Reviews.8,01862.

MGM.2020. Kırıkkale Meteroloji istasyonu iklim verileri. Meterolojii Genel Müdürlüğü, Ankara

Mohammed, S., Alsafadi, K., Talukdar, S., Kiwan, S., Hennawi, S., Alshihabi, O.,and Harsanyie, E. 2020. Estimation of soil erosion risk in southern part of Syria by using RUSLE integrating geo informatics approach. Remote Sensing Applications. Society and Environment, 20: 100375.

Montgomery, D. R. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(33):13268-13272.

Morgan, R. P. C. 2009. Soil erosion and conservation, John Wiley and Sons, 304 sayfa, Bodmin, Cornwall.

Mukharamova, S., Saveliev, A., Ivanov, M., Gafurov, A., amd Yermolaev, O. 2021. Estimating the soil erosion cover-management factor at the european part of russia. ISPRS International Journal of Geo-Information, 10(10): 645.

Mutchler, C. K., McDowell, L. L. and Johnson, J. R. 1985. Erosion from reduced-till cotton. In Proceedings of the 1985 Southern Region No-Till Conference. Griffin, GA pp. 156-158.

Napoli, M., Cecchi, S., Orlandini, S., Mugnai, G. and Zanchi, C. A. 2016. Simulation of field-measured soil loss in Mediterranean hilly areas (Chianti, Italy) with RUSLE. Catena, 145: 246-256.

National Resources Conservation Service. 2003 National resources ınventory: soil erosion. US department of agriculture. National Resources Conservation Service, Washington, DC.

Nyssen, J., Vandenreyken, H., Poesen, J., Moeyersons, J., Deckers, J., Haile, M. and Govers, G. 2005. Rainfall erosivity and variability in the northern ethiopian highlands. Journal of Hydrology, 311(1-4): 172-187.

Ogawa, S., Saito, G., Mino, N., Uchida, S., Khan, N. M. and Shafiq, M. 1997. Estimation of soil erosion using USLE and landsat TM in Pakistan. In Asian Conference for Remote Sensing (ACRS)

Olewasegün, O. 2012. Web adresi: https://www.academia.edu/17472427/LANDSCAPE_PLANNING_AS_A_MEANS_OF_CONTROLLING_EROSION. Erişim tarihi: 20.02.2020

Oliveira, P. T. S., Nearing, M. A. and Wendland, E. 2015. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. Earth Surface Processes and Landforms, 40(11):1524-1532.

Özcan, A. U., Erpul, G., Basaran, M. and Erdogan, H. E. 2008. Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass Cankırı, Turkey. Environmental Geology, 53(8): 1731-1741.

Özcan, A. U. 2016. CBS ve RUSLE teknolojisi yardımıyla Çankırı-Ekinne Göleti su toplama havzasında toprak kayıplarının tahmin edilmesi. TÜCAUM Uluslararası Coğrafya Sempozyumu, 668-674, Ankara

Özcan, A.U. and Ediş, S. 2016. Effect of different land uses on soil erosion losses in semi arid region Idris Mountain Ankara. International Forestry Symposium, 441-446.

Özcan, A. U. and Aytaş, İ. 2020. Effects of soil erosion on doline lake degradation within karst landscapes: Bakkal Lake, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment, 192(140).

Özcan, A. U. 2021. Sulakyurt kalıntı anadolu palamut meşesi (*Quercus ithaburensis Decne subsp. macrolepis (Kotschy) Hedge & Yalt*.) Ormanı, tehditler ve koruma önerileri. Turkish Journal of Forestry, 22(1): 8-16.

Özhan, S., Balcı, N., Özyuvacı, N., Hızal, A., Gökbulak, F.. and Serengil, Y. 2005. Cover and management factors for the universal soilloss equation for forest ecosystems in The Marmara Region, Turkey. Forest and Ecology Management, 214:118–123.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E. H., Poesen, J. and Alewell, C. 2015a. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. Environmental Science & Policy, 51: 23–34.

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E. and Montanarella, L. 2015b. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. Land use policy, 48: 38-50.

Panagos, P., Balbabio, C. and Monatanarella, L. 2016a. .Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. Geoderma, 261: 110-123.

Panagos, P., Imeson, A., Meusburger, K., Borrelli, P., Poesen, J. and Alewell, C. 2016b. Soil conservation in europe: wish or reality?. Land Degradation & Development, 27(6): 1547-1551.

Panagos, P., Ballabio, C., Meusburger, K., Spinoni, J., Alewell, C. and Borrelli, P. 2017. Towards estimates of future rainfall erosivity in europe based on REDES and WorldClim datasets. Journal of Hydrology, 548: 251-262.

Pena, S. B., Abreu, M. M., Magalhães, M. R. and Cortez, N. 2020. Water erosion aspects of land degradation neutrality to landscape planning tools at national scale. Geoderma, 363: 114093.

Pınar, M. Ö., Şahin, S., Madenoğlu, S., Erpul, G. 2018. Derinöz baraj havzasında şiddetli erozyon alanlarının belirlenmesi ve rezervuar sediment yükünün hesaplanması. 5th International Symposium on Dam Safety. 27–31 October 2018, İstanbul, Turkey, p. 1088–1099

Pınar, M. Ö., Şahin, S., Madenoğlu, S. and Erpul, G., 2020. Derinöz Baraj Havzası'nda şiddetli erozyon alanlarının belirlenmesi ve rezervuar sediment yükünün hesaplanması. Su Kaynakları, 5(2): 16-23.

Polykretis, C., Alexakis, D. D., Grillakis, M. G. and Manoudakis, S. 2020. Assessment of intra-annual and inter-annual variabilities of soil erosion in Crete Island (Greece) by incorporating the Dynamic "Nature" of R and C-Factors in RUSLE modeling. Remote Sensing, 12(15): 2439.

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A. and Porter, J. P. 1991. RUSLE: Revised universal soil loss equation. Journal of Soil and Water Conservation, 46(1): 30-33.

Renard, K. G., Foster, G. A., Weesies, D. A., McCool, D. K. and Yoder, D. C. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agriculture Handbook ,384 pp.. USDA, Washington, DC.

Ruhe, R. V. 1969. Quaternary landscapes in Iowa: Ames. Iowa State University Press, Ames, Iowa. 2, 55.

Russell, S. H., William, W. D. 2001. Landscape erosion and evolution modelling. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, NY

Saygın, S. D., Ozcan, A. U., Basaran, M., Timur, O. B., Dolarslan, M., Yılman, F. E. and Erpul, G. 2014. The combined RUSLE/SDR approach integrated with GIS and geostatistics to estimate annual sediment flux rates in the semi-arid catchment, Turkey. Environmental Earth Sciences, 71(4):1605-1618.

Schertz, D. L. 1983. The basis for soil loss tolerances. Journal of Soil and Water Conservation, 38(1):10-14.

Schmidt, S., Alewell, C. and Meusburger, K. 2018. Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. Remote Sensing of Environment, 211: 89-104.

Selby, M. J. 1982. Hillslope materials and processes. Hillslope materials and processes, Oxford University Press, 264 s., UK.

Stavi, I. and Lal, R.2015. Achieving Zero Net Land Degradation: Challenges and opportunities. Elveıer- Journal of Arid Environments, 112,44e51

Syvitski, J. P., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J. and Green, P. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. Science, 308(5720): 376-380.

Şahin, Ş. and Kurum, E. 2002. Erosion risk analysis by GIS in environmental impact assessments: a case study—Seyhan Köprü dam construction. Journal of Environmental Management, 66(3): 239-247.

Tanyaş, H., Kolat, Ç. and Süzen, M. L. 2015. A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. Journal of Hydrology, 528: 584-598.

Torri, D., Poesen, J. and Borselli, L. 1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. Catena, 31: 1–22

Toy, T.J. and Foster, G.R. 1998. In: Galetevic JR (ed) Guidelines for the revised universal soil loss equation (RUSLE) version 1.06 on mined lands, construction sites, and reclaimed lands. The Office of technology transfer western regional coordinating center office of surface mining 1999 Broadway. Suite 3320 Denver, CO 80202–5733.

Tu, A., Xie, S., Yu, Z., Li, Y.and Nie, X. 2018. Long-term effect of soil and water conservation measures on runoff, sediment and their relationship in an orchard on sloping red soil ofsouthern China. PLoS ONE,13(9).

TÜİK,. 2020. Nüfus istatistikleri. Türkiye İstatistik Kurumu, Ankara.

UNCCD. 2016. Convention to combat desertification report of the conference of the parties on its twelfth session. Conf. Parties, 20831, pp.,1-80.

USGS. 2018. Web sitesi: https://earthexplorer.usgs.gov/, Erişim tarihi: 03.01.2020

Van den Biggelaar, P. J. M. W. M., Lee, A. Ameziane, A. M. C.. Rietveld, G.C.and Van Rhoon .2003. Stability and accuracy of power and phase measurements of a VVM system designed for online quality control of the BSD-2000 (-3D) DHT system, International. Journal of Hyperthermia, 19:1: 74-88.

Van der Knijff, J. M. F., Jones, R. J. A. and Montanarella, L. 2000. Soil erosion risk assessment in Italy, European Soil Bureau. European Commission.

Vatandaşlar, C. and Yavuz, M. 2017. Modeling cover management factor of RUSLE using very high-resolution satellite imagery in a semiarid watershed. Environmental Earth Sciences, 76(2): 65.

Wang, G., Wente, S., Gertner, G.Z. and Anderson, A. 2002. Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods

with landsat thematic mapper images. International Journal of Remote Sensing, 23(18): 3649-3667.

Wischmeier,W. H. 1975. Estimating the soil loss equation’ s cover and management factor for undisturbed lands. ın: present and pro-spective technology for predicting. sediment yields and sources, U. S. Dept. of Agric. ,Agr. Res. Serv. ,ARS−S−40, pp. 118:125.

Wischmeier, W. H. and Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration, USA.

WorldClim. 2021. Web sitesi: https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html, Erişim tarihi:23.01.2021

Wu, R. and Tiessen, H. 2002. Effect of land use on soil degradation in alpine grassland soil. China, Soil Sci Soc Am J, 66:1648–1655

Yang, X., Zhang, X., Lv, D., Yin, S., Zhang, M., Zhu. Q. and Liu, B. 2020. Remote sensing estimation of the soil erosion cover-management factor for China's Loess Plateau. Land Degradation & Development, 31(15): 1942-1955.

Yavuz, M. and Tufekcioglu, M. 2019. Estimating surface soil losses in the mountainous semi-arid watershed using RUSLE and geospatial technologies. Fresenius Environ Bull, 28(4): 2589-2598.

Yıldız, H., Mermer, A., Ünal, E. ve Akbaş, F. 2012. Türkiye bitki örtüsünün NDVI verileri ile zamansal ve mekansal analizi. Tarla Bitkileri Merkez Araştırma Enstitüsü Dergisi, 21(2): 50-56.

Yılmaz, E. 2006. Çamlıdere barajı havzasında erozyon problemi ve risk analizi. Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, 98 s., Ankara.

Yılmaz, E. and Çiçek, İ. 2018. Detailed Köppen-Geiger climate regions of Turkey. Journal of Human Sciences, 15(1): 225-242.

Yu, K. 2017. Think like a king, act like a peasant. ın girot C., Imhof D. Thinking Contemporary Landscapes, 164-184. Princeton AP.

Zare, M., Samani, A. N., Mohammady, M., Salmani, H. and Bazrafshan, J. 2017. Investigating effects of land use change scenarios on soil erosion using CLUE-s and RUSLE models. International journal of environmental science and technology, 14(9):1905-1918.

Zhou, P., Luukkanen, O., Tokola, T. and Nieminen, J. 2008. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. Catena, 75(3): 319-325.

Zivotic, L., Perovic, V., Jaramaz, D., Dordevic, A., Petrovic, R. and Todorovic, M. 2012. Application of USLE, GIS, and remote sensing in the assessment of soil erosion rates in southeastern Serbia. Polish. Journal of Environmental Studies, 21: 1929–1935.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı ve Soyadı : Arif ÖZTÜRK

Eğitim

Yüksek Lisans	Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Peyzaj Mimarlığı A.B.D.	2019-Halen
Lisans	Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü	2011-2016

İş Deneyimi

Yıl	Kurum	Görev
2017-2018	Orman ve Su İşleri Bakanlığı	İşçi
2019-2021	Tarım ve Orman Baknlığı	İşçi
2021-Halen	Atatürk Mesleki ve Teknik Anadolu Lisesi	Tarım Öğretmeni

Akademik Aktiviteler

1. Öztürk, A.ve Özcan, A. U. 2021. Uzaktan algılama teknikleri kullanarak RUSLE-C faktör haritalarının oluşturulması: Kırıkkale/Sarıkızlı havzası. Anadolu Orman Araştırmaları Dergisi, 7(2): 143-151.