

Çevre Bilimleri ve Mühendisliğinde Yeni Gelişmeler Işığında Güncel Konular

Editör
ALİ BİLGİLİ

BİDGE Yayınları

Çevre Bilimleri ve Mühendisliğinde Yeni Gelişmeler Işığında
Güncel Konular

Editör: Prof. Dr. Ali Bilgili

ISBN: 978-625-372-191-6

1. Baskı

Sayfa Düzeni: Gözde YÜCEL

Yayınlama Tarihi: 25.06.2024

BİDGE Yayınları

Bu eserin bütün hakları saklıdır. Kaynak gösterilerek tanıtım için yapılacak kısa alıntılar dışında yayıncının ve editörün yazılı izni olmaksızın hiçbir yolla çoğaltılamaz.

Sertifika No: 71374

Yayın hakları © BİDGE Yayınları

www.bidgeyayinlari.com.tr - bidgeyayinlari@gmail.com

Krc Bilişim Ticaret ve Organizasyon Ltd. Şti.

Güzeltepe Mahallesi Abidin Daver Sokak Sefer Apartmanı No: 7/9 Çankaya /
Ankara



ÖNSÖZ

Mikroakışkan sistemlerin küçük hacimlerdeki sıvıları analiz etme yetenekleri bakteri kültürlerinin hızlı ve yüksek verimli analizi için avantaj sağlamakta ve bu sistemleri antimikrobiyal duyarlılık testleri için güçlü bir araç haline getirmektedir. Kitapta mikroakışkan sistemlerin antimikrobiyal testlerde kullanım avantajları ele alındı.

Atık yönetimi, sadece çevre için değil, aynı zamanda işletmelerin sürdürülebilirliği ve rekabet avantajı için de kritik bir öneme sahip olmaktadır. İşletmelerin atıklarını bertaraf etmeleri konusunda karşılaştıkları zorluklara ve çözüm yollarına odaklanıldı.

Karayolu taşımacılığında kaynaklanan karbondioksit emisyonu çevre kirliliği açısından önemli bir problem oluşturmaktadır. Karayolu ulaşımından kaynaklı karbondioksit salınımının azaltılması için çözüm önerileri sunuldu.

Gri su, tuvaletlerden gelen atık su hariç olmak üzere evlerden veya binalardan gelen atık sudur. Gri su kaynakları ve bileşenleri, gri su için yeniden kullanım alternatifleri ve riskleri ve arıtım teknolojileri geniş şekilde açıklandı.

Yeni inşa edilecek binalar için yapılan projelendirmelerde veya mevcut binalar için yapılacak yenileme işlemlerinde dikkate alınması gereken en önemli konulardan biri termal konfordur. KesaAladin simülasyon programı kullanılarak konut binasının enerji verimliliği değerlendirildi.

Bu kitapta yer alan konular kapsamaları itibariyle Çevre Bilimleri ve Mühendisliği alanında çalışanların yararlanabileceği güncel bilgileri içeren temel bir kaynak olarak okuyucularına sunulmuştur.

Editör

Prof. Dr. Ali BİLGİLİ

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	3
İÇİNDEKİLER	5
Mikroakışkan Teknolojisinin Antimikrobiyal Duyarlılık Testlerinde Kullanılması	7
Nazlı BAŞARAN	7
Aslıhan KAZAN	7
Atık Seçimi İçin Gerekli Kriterlerin AHP Yöntemi ile Değerlendirilmesi.....	31
Oğuzhan TURAN.....	31
Hasan Bilgehan KAPLAN	31
Mehmet Kaan TEMİZ	31
Mehmet PINARBAŞI.....	31
Karayolu Taşımacılığında Yakıt Tüketiminden Kaynaklanan Karbon Ayak İzinin Hesaplanması: Ankara İli Örneği.....	48
Ali Kemal TOPALOĞLU	48
Sürdürülebilir Su Yönetimi İçin Gri Suyun Yeniden Kullanımı: Karakterizasyon, Riskler, Engeller ve Arıtım	75
İlknur ŞENTÜRK.....	75
Enerji Verimliliği İçin Kesaaladin Simülasyonu ile Baca Tasarımı	112
Ahmet Karahan	112
Figen Balo	112
Çevre Dostu Yapılar İçin Simülasyonla Baca Sistemi Analizi....	134
Ahmet Karahan	134
Figen Balo	134

Anyonik ve Katyonik Boyaların Sulu Çözeltilerden Uzaklaştırılması için Killerin Kullanılması.....	153
Ceyda BİLGİÇ	153
Şafak BİLGİÇ	153
Katı atık geri dönüşüm tesisine ilişkin araç rotalama problem çözümünün lojistik ağ tasarımı ile optimizasyonu.....	193
Ceren ÜNLÜKAL	193
Şule EKİNCİ.....	193
Gökhan Önder ERGÜVEN	193
Baryum Ferrit Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)-TiO ₂ Partiküllerinin Sentezi, Karakterizasyonu ve Sulu Çözeltilerden Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonu	210
Esra YALÇINER.....	210
Petek BALCI.....	210
Ali KARA	210

BÖLÜM I

Mikroakışkan Teknolojisinin Antimikrobiyal Duyarlılık Testlerinde Kullanılması

Nazlı BAŞARAN¹
Ashhan KAZAN²

Giriş

İlk antimikrobiyal ajanlar hayatımıza 1930’lu yıllarda girmiştir ve her yeni antimikrobiyal bileşiğin kullanımının ardından antimikrobiyal direnç gelişimi söz konusu olmuştur (Goossens et al., 2005; Julian & Dorothy, 2010). Antimikrobiyal direnç (AMD), mikroorganizmaların (bakteriler, virüsler, mantarlar ve parazitler gibi) antimikrobiyal ilaçların (antibiyotikler, antiviraller ve antifungaller gibi) etkilerine direnme yeteneğidir (Dadgostar, 2019).

¹ Araştırma Görevlisi, Bursa Teknik Üniversitesi, Biyomühendislik,

² Dr. Öğr. Üyesi, Bursa Teknik Üniversitesi, Biyomühendislik,

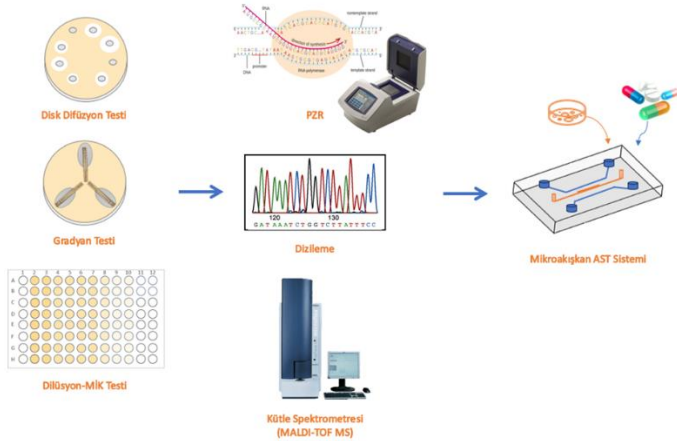
Mikroorganizmaların neden olduğu birçok bulaşıcı hastalık, antibiyotikler kullanılarak etkili bir şekilde tedavi edilebilmektedir. Bununla birlikte, patojenler ilaca dirençli hale geldikçe, antimikrobiyal direnç, küresel bir tehdit olmaya devam etmektedir (Levy & Marshall, 2004). AMD ile mücadele için Dünya Sağlık Örgütü (WHO) eylem planı tarafından artan test ve gözetim kilit bir öncelik olarak belirlenmiş olup bu amaçla antimikrobiyal duyarlılık testleri kullanılmaktadır (Lee et al., 2017).

Antimikrobiyal Duyarlılık Testleri

Antimikrobiyal duyarlılık testleri (ADT'ler), bakteri ve mantarlar gibi mikroorganizmaların farklı antimikrobiyal ajanlara direnme yeteneğini belirlemek için kullanılan laboratuvar testleridir. ADT'lerin sonuçları, bu mikroorganizmaların neden olduğu enfeksiyonlar için uygun antimikrobiyal tedavinin seçiminde önemli bir rol oynamaktadır. Geleneksel ADT'ler, disk difüzyon, sıvı besiyeri dilüsyonu ve E-testi dahil olmak üzere çeşitli teknikleri içermektedir (Bauer et al., 1966; Nachnani et al., 1992; R. & Clyde, 1975). Ayrıca, antimikrobiyal duyarlılık için modern teknikler olarak; polimeraz zincir reaksiyonu (PZR) gibi genotipik testler ve kütle spektrofotometresi kullanılmaktadır (Qin et al., 2021). ADT'lerin sonuçları, test edilen antimikrobiyal ajanlar için minimum inhibe edici konsantrasyon (MİK) veya inhibisyon bölgesi belirlenerek mikroorganizmanın belirli bir ilaca hassas, orta veya dirençli olması şeklinde rapor edilmektedir (Kowalska-Krochmal & Dudek-Wicher, 2021).

Geleneksel antimikrobiyal duyarlılık testlerinin (örneğin, Kirby-Bauer disk difüzyon ve sıvı mikrodilüsyon gibi) çeşitli avantajları vardır. Uygulamalarının nispeten basit ve kolay olması,

klirik laboratuvarlarda yaygın olarak bulunmalarını sağlar (Vasala et al., 2020). Antibiyotik duyarlılığını belirlemek için iyi bilinen ve güvenilir yöntemlerdir. Bakteriler ve mantarlar da dahil olmak üzere çok çeşitli mikroorganizmaları test etmek için kullanılabilirler. Bununla birlikte geleneksel yöntemlerin büyük hacimli reaktif gereksinimi ve antimikrobiyal ajanların sınırlı konsantrasyonlarının denenmesi gibi çeşitli sınırlamaları vardır. Bu testlerin tamamlanması mikroorganizmanın inkübasyon süresine bağlı olduğu için birkaç gün alabilir ve bu da uygun tedavinin başlatılmasını geciktirebilir. Bu testler yalnızca sınırlı sayıda antimikrobiyal madde için duyarlılık bilgisi sağlar. Ek olarak, birçok klasik antimikrobiyal duyarlılık testi, spesifik direnç mekanizmalarını (hücre zarının depolarize edilmesi, nükleik asit ve protein sentezinin inhibisyonu vb.) veya yeni direnç mekanizmalarını tespit edemeyebilir (Reygaert, 2018). Geleneksel ADT'ler antibiyotik direncinin gelişmesine neden olabilecek geniş spektrumlu antibiyotiklerin kullanılmasını da gerektirmektedir.



Şekil 1. Antimikrobiyal Duyarlılık Testlerinin Gelişimi

Modern ADT'ler olarak kullanılan genotipik testlerin de çeşitli dezavantajları vardır. Örneğin; PZR, analiz süresini kısaltırken, gerçekleştirilmesi pahalıdır ve hem patojenik olmayan mikroorganizmaların neden olduğu yanlış pozitif sonuçlar hem de yeni veya bilinmeyen direnç mekanizmalarının neden olduğu yanlış negatif sonuçlar verebilir (Khan et al., 2019). Kütle spektrometresi ve tam genom dizileme gibi diğer genotipik yöntemler de benzer sınırlamaları paylaşır (Sun et al., 2019). Bu testlerin sahip olduğu sınırlamaları ortadan kaldırmak ve yöntemleri geliştirmek için mikroakışkan teknolojisi antimikrobiyal duyarlılığını tespit etmek için kullanılmaya başlanmıştır. Şekil 1'de antimikrobiyal duyarlılık testlerinin gelişimi gösterilmektedir.

Mikroakışkan Teknolojisi

Mikroakışkan teknolojisi, temel bilimler, mühendislik ve biyoteknoloji gibi çok sayıda disiplini birleştiren ve mikrometre ölçeğinde kanallar kullanarak küçük miktarlardaki sıvıların manipüle edilmesine olanak sağlayan teknolojidir (Lin et al., 2011). Mikroakışkanlar, sıvı akışını mikrometre ölçeğine kadar küçültülmüş bir dizi geometrik eleman aracılığıyla yönlendiren ve ısı ile kütle transferini içeren bir sistemdir. Bu sistem, kanallar, pompalar ve menfezler gibi elemanları içerebilir (Qin et al., 2021). Nano ve mikro mühendislik ve üretimdeki teknolojik gelişmeler sayesinde birçok biyolojik ve biyokimyasal analiz, genellikle "çip üzerinde laboratuvar" olarak adlandırılan mikroakışkan platformlara başarılı bir şekilde minyatürleştirilebilir (Preetam et al., 2022; Qin et al., 2021).

Son yıllarda, antimikrobiyal ajanların bakteri ve mantarlar gibi mikroorganizmalara karşı etkinliğinin tanımlanmasını ve

ölçülmesini içeren antimikrobiyal testlerde kullanılmak üzere mikroakışkan cihazlar geliştirilmiştir. Mikroakışkan tabanlı ADT'deki büyük ilerleme 2005'ten sonra başlamış olup mikroakışkan sistemler AMD ile mücadelede umut verici bir potansiyel göstermiştir (Khan et al., 2019). Wen-Bin Lee ve arkadaşları (2017), antibiyotik MİK değerlerini otomatik olarak belirlemek için basit bir mikroakışkan cihaz tasarlamıştır. Sistemde, pnömatik olarak çalışan bir mikro pompa ve normalde kapalı mikro valfler; reaktifleri, numuneleri ve antibiyotiğin beş farklı konsantrasyonunu mikro hazneler içinde taşımıştır. Bu konsantrasyonlar, reaksiyon haznelerine seri olarak seyretilmiş bir şekilde iletilmiştir. *Enterococcus* suşu ve vankomisine dirençli dört *Enterococcus* (VRE) genotipi, çalışmada biyolojik materyal olarak kullanılmıştır ve tekrarlanabilir MİK verileri elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar çip tabanlı teknolojinin, ADT için mevcut altın standart olan E-test'lere göre birçok önemli avantajını ortaya çıkarmıştır. Bu çalışmada, ADT, Klinik ve Laboratuvar Standartları Enstitüsü (CLSI) kılavuzlarında sağlanan sıvı seyretilme yöntemi kullanılarak entegre bir mikroakışkan sistemde ilk kez otomatikleştirilmiştir. Çipin tasarımı ve üretiminin, seri üretim için nispeten basit ve kolay olduğu belirtilmiş aynı zamanda cihaz hataları azaltarak MİK'in doğruluğunu ve kesinliğini artırmıştır. Yüksek esnekliğe ve güvenilirliğe sahip bu mikroakışkan cihazın, ADT için basit ve kullanıcı dostu bir platform olarak kullanılabileceği önerilmiştir (Lee et al., 2017).

Mikroakışkan cihazlar, bir antimikrobiyal maddenin belirli bir mikroorganizmaya karşı MİK değerini belirlemek ve bir antimikrobiyal ajanın zaman içinde mikroorganizmaları öldürme hızını ölçmek için kullanılan duyarlılık testleri dahil olmak üzere

çeşitli farklı antimikrobiyal test türleri için kullanılabilir (Kalashnikov et al., 2012).

Mikroakışkanların ADT’lerde Kullanımının Avantajları

ADT’lerde mikroakışkan teknolojisinin kullanılması çeşitli avantajları birlikte getirmektedir. En önemli avantajlarından biri, bu testlerin çok küçük hacimlerde sıvı ve az miktarda mikroorganizma ile gerçekleştirilebilmesidir (Qin et al., 2021). Ayrıca, mikroakışkan cihazlar, hastaneler, araştırma laboratuvarları ve farmasötik üretim tesisleri de dahil olmak üzere çeşitli ortamlarda kullanılabilen antimikrobiyal testler için son derece otomatik ve taşınabilir sistemler oluşturmak üzere çip üzerinde laboratuvar platformları gibi diğer teknolojilerle entegre edilebilir (Ghorbanpoor et al., 2022). Buna ek olarak mikroakışkan cihazlar, aynı anda birden fazla ADT gerçekleştirebilir ve test sürecinin verimliliğini artırır (Xu et al., 2016). Test süresi geleneksel ADT’lere göre daha kısadır (Yang et al., 2015). Ghorbanpoor ve arkadaşları (2022), hızlı nükleik asit profili oluşturmaya dayalı, basit, uygun maliyetli ve kapsamlı bir antibiyotik duyarlılık testi geliştirmek amacıyla, bakteri inkübasyonu, lizis ve elektrokimyasal algılama haznelerini tek bir bir mikroakışkan çipte birleştirmiş ve çip içine bir mikroelettrot sensörü entegre etmiştir. Organizma olarak *Mycobacterium smegmatis* seçilmiş ve sonuçta elektrokimya ölçümleri, bu tür yavaş büyüyen bakterilerin bile hızlı, kalitatif analizinin mümkün olduğunu kanıtlamıştır. Hedef bağlama ve ölçüm işlemleri yaklaşık 80 dakika sürmüştür (Ghorbanpoor et al., 2022). Bu çalışmadan da görüldüğü üzere mikroakışkan sistemler ADT süresini önemli ölçüde kısaltmaktadır.

Mikroakışkan sistemler, test için gereken bakteri kültürü miktarını azaltarak küçük numune hacimlerinin kullanılmasına da izin verir. Küçük numune hacimlerinin kullanılması ve yüksek verim kapasitesi, ADT'lerin maliyetini azaltmaktadır (Lee et al., 2017; Park et al., 2011). Örneğin, Han Sun ve arkadaşları (2019), valf/likit değişimi olmadan hızlı hücre yüklemeye izin veren 3 boyutlu (3B) hazneleri fotolitografi ile tasarlamıştır. Polipropilen (PP) kullanarak tasarladıkları mikroçipi polidimetilsiloksan (PDMS) çip ve geleneksel ADT yöntemleri ile karşılaştırmışlar ve PP çipin geleneksel ADT yöntemlerine göre daha kısa sürede sonuç verdiğini aynı zamanda maliyetinin daha düşük olduğunu belirlemişlerdir. Ayrıca, PP çipler bakteri hücrelerinin bağlanmasına ve büyümesine izin verirken çözücülere ve yüzey kirliliğine karşı da olağanüstü direnç göstermiştir. Sonuç olarak, antibiyotiklerin ve hücrelerin konsantrasyonları PP kanallarında hassas ve stabil olduğundan, AST sonuçları ilaç konsantrasyonlarının tespitinde güvenilirdir (Sun et al., 2019).

Mikroakışkan ADT'ler tamamen otomatikleştirilebilir, bu da insan katılımı ihtiyacını azaltır ve hata olasılığını en aza indirir (Ghorbanpoor et al., 2022). Mikroakışkan cihazların boyutları küçüktür, bu da onların taşınmasını ve saklanmasını kolaylaştırır (Klein & Dietzel, 2022). Bütün bunlara ek olarak, mikroakışkan ADT'ler, bakteriyel hücrelerin dinamik ve tek hücre düzeyindeki görüntülerini sunarak kapsamlı anlaşılmasını, hedeflenen mikroorganizmaları izole etmeyi, çip üzerinde yetiştirmeyi ve yeni antibiyotikler keşfetmeyi ve antibakteriyel ilaçların yüksek çözünürlüklü taramasını sağlamaktadır (Qin et al., 2021; Sun et al., 2019).

Bununla birlikte, mikroakışkanların ADT’lerde kullanılmasında bazı sınırlamalar bulunmaktadır. Birincisi, teknolojinin hala nispeten yeni olması ve geleneksel yöntemler kadar yaygın olarak bulunmaması, onu erişimi zor hale getirmektedir. Ek olarak, mikroakışkan sistemler yapısal olarak karmaşık olabileceği için kullanımı sırasında eğitilmiş kişilere ihtiyaç duyulabilir, bu da hem üretim hem de uygulama maliyetini artırabilir. Son olarak, mikroakışkan sistemlerin üretilmesinde kullanılacak malzemelerin seçimi, uygulamada hedeflenen elektriksel iletkenlik veya optik şeffaflık gibi özelliklere bağlı olarak sınırlı olmaktadır (Khan et al., 2019). Geleneksel ADT’ler ile mikroakışkan temelli sistemlerin karşılaştırılması Tablo 1’de verilmiştir.

Analitik amaçla kullanılan mikroakışkan sistemler farklı şekillerde sınıflandırılabilir. Örneğin tespit yöntemlerine göre optik, elektrokimyasal, mekanik ve kalorimetrik olarak kategorize edilebilirler (Khan et al., 2019). ADT özelinde incelendiğinde mikroakışkan sistemler yaygın olarak fenotipik ADT’ler ve feno-moleküler ADT’ler olarak sınıflandırılmaktadır (Postek et al., 2022).

Tablo 1. Geleneksel antimikrobiyal duyarlılık testleri ile mikroakışkan temelli ADT'lerin avantajları ve dezavantajları (Khan et al., 2019; Klein & Dietzel, 2022; Lee et al., 2017; Park et al., 2011; Qin et al., 2021).

Geleneksel ADT'ler		Mikroakışkan ADT'ler	
Avantaj	Dezavantaj	Avantaj	Dezavantaj
Uygulaması kolay	Zaman alıcı	Küçük numune hacmi	Erişimi zor
İyi bilinen teknikler	Sınırlı kapsam	Hızlı test süreci	Karmaşık sistem Rutin bakım gereksinimi
Çeşitli mikroorganizmaların test edilebilmesi	Düşük hassasiyet	Azaltılmış maliyet	Uygun maliyetli karakterizasyonu n zor olması
	Düşük verimlilik	Patojenlerin çoklu ADT imkanı	
		Otomatik sistem	
Güvenilir	Otomasyonun eksikliği	Taşıyabilir cihaz, hasta başı ADT	Laboratuvar kurulumu ve depolama talepleri
	Büyük ölçekli dağıtım zorluğu ve maliyet	Yüksek verim ve artırılmış doğruluk	Orijinal numuneden bakteri hücrelerinin uygun ve güvenilir ekstraksiyonunun zorluğu

Fenotipik Mikroakışkan ADT'ler

Fenotipik mikroakışkan ADT'ler genel olarak statik hazneli, sıvı akış hazneli, sabit damlacıklı ve hareketli damlacıklı olarak sınıflandırılmaktadır (Postek et al., 2022).

Statik Hazneli Mikroakışkan Sistemler

Statik hazneli mikroakışkan sistemler, bir sıvı numunesinin bir hazneye yerleştirildiği ve sıvı akışının basınç veya elektrik alan uygulaması gibi harici araçlarla kontrol edildiği bir mikroakışkan tekniğidir (Postek et al., 2022). Bu, düşük hacimdeki sıvı örneklerinin hassas bir şekilde işlenmesine ve analizine izin vermektedir. Bu sistemler, hücre dizileme, polimeraz zincir reaksiyonu (PZR) ve protein kristalizasyonu gibi uygulamalarda yaygın olarak kullanılmaktadır (Papadopoulos et al., 2022).

Statik hazneli mikroakışkan sistemler, bakterilerin farklı antibiyotiklere duyarlılığını belirlemek için antimikrobiyal duyarlılık testlerinde kullanılan tekniklerden biridir. Bu yöntemde, içinde bakterilerin büyüdüğü ve çeşitli konsantrasyonlarda antibiyotiğe maruz kaldığı küçük haznelere sahip bir mikroakışkan çip kullanılmaktadır. Statik hazneli sistemde farklı konsantrasyonlardaki antibiyotikler ayrı bölmelere eklenebilir ve bölmeler hareket etmediği için hücrelerin izlenmesi kolaydır. Bu teknik, antibiyotik duyarlılığının hızlı ve doğru bir şekilde belirlenmesine olanak sağladığı ve yeni antibiyotiklerin etkinliğini değerlendirmek için kullanılabileceği için ADT için yararlıdır (Postek et al., 2022).

Osaid ve arkadaşları (2021), nanolitre boyutunda haznelere sahip olan statik hazneli mikroakışkan çip tasarlamış ve *E.coli* bakterisi, ampisilin ve streptomisin antibiyotikleri ile ADT

gerçekleştirmiştir. Nanolitre hacminde haznelere sahip olması tek hücre analizinde kullanılabileceğini göstermektedir. ADT’de resazurin ve antibiyotikleri içeren mikro haznelerin floresans yoğunluğu ölçülmüştür. Mikroakışkan çip, yedi farklı antibiyotik konsantrasyonunu test edebilen yedi çizgiye sahiptir dolayısıyla MİK belirlenebilmiş ve antibiyotikler seyretililebilmiştir. Ayrıca ADT deneyi daha az miktarda bakteriyel çözelti gerektirmiştir. MİK değerleri 8-9 saat gibi kısa bir sürede değerlendirilmiştir. Ek olarak, farklı antibiyotik konsantrasyonları veya farklı antibiyotikler bu sistem ile karşılaştırılabileceği böylece yüksek klinik fayda sağlayacağı düşünülmektedir (Osaid et al., 2021).

Sıvı Akış Hazneli Mikroakışkan Sistemler

Mikroakışkanlarda bir akış haznesi, sıvıların mikro ölçekteki kanallardan kontrollü akışına izin veren bir cihazdır. Bu sistemler tipik olarak cam veya plastik gibi şeffaf bir malzemeden üretilmekte ve kontrollü bir ortamdaki sıvıların ve parçacıkların davranışını incelemek için kullanılmaktadır (Golchin et al., 2012). Sıvı akış hazneli mikroakışkan sistemler, hücre kültürü, kimyasal sentez, ilaç keşfi gibi çeşitli uygulamalarda ve numune hazırlama, analiz ve saptama gibi çoklu işlevleri küçük, taşınabilir bir biçimde gerçekleştirebilen çip üzerinde laboratuvar cihazlarında kullanılmaktadır (Lucitt et al., 2013; Shemesh et al., 2015; Westhorpe et al., 2017).

Ayrıca, bu sistemler bakteriler ve antibiyotikler arasındaki etkileşimi incelemek için ADT olarak kullanılabilmektedir. Bu cihazlar, içinden sıvının akabileceği ince bir kanaldan oluşur ve sıvının bakteriyel biyofilm gibi gözenekli bir ortamdan akışını simüle etmek için kullanılabilir. Sıvıdaki akış hızı ve antibiyotik

konsantrasyonu kontrol edilerek bakterilerin farklı antibiyotik konsantrasyonlarına verdiği tepki incelenebilir. Bu, yeni antibiyotiklerin tanımlanmasına veya mevcut antibiyotiklerin optimize edilmesine yardımcı olarak ADT'nin etkinliğini artırmaktadır (Postek et al., 2022).

Kim ve arkadaşları (2019), antibiyotiklerin kombinatuar etkilerinin analiz edilebildiği ve bakterilerin antibiyotik duyarlılığının ölçüldüğü bir mikroakışkan sistem tasarlamıştır. Bu sistemde, renk skalalarına dayalı uygun bakteriyel büyüme ölçümü ile antibiyotik konsantrasyon gradyanının hızlı bir şekilde oluşması sağlanmıştır. Sistem, kanala tam olarak sürekli bir akış enjekte ederek, bakteriler üstel büyüme aşamasına girmeden önce, 30 dakika içinde farklı antibiyotik konsantrasyonlarına sahip iki paralel kanal arasında konsantrasyon gradyanının oluşturulmasını sağlamıştır. Ayrıca mikroskopik görüntüler ile bakteri üreme seviyeleri kantitatif olarak belirlenmiş ve geleneksel optik yöntemlerle karşılaştırılmıştır. Beş farklı antibiyotik *Pseudomonas aeruginosa* üzerinde test edilmiş ve minimum inhibitör konsantrasyonu belirlenmiştir. En belirgin avantajı AST'nin hızlı tamamlanması olan bu mikroakışkan sistem ile belirlenen antibiyotik MİK'lerinin çoğu Klinik ve Laboratuvar Standartları Enstitüleri tarafından önerilen MİK aralığıyla iyi bir uyum göstermiştir. Antimikrobiyal duyarlılık test süresinin kısa olması maliyeti düşürmekte ve aşırı antibiyotik kullanımını engellemektedir. AST süresinin kısa olması antibiyotik tedavisinde bakterilerin direnç kazanma riskini azaltmak için önemlidir (Kim et al., 2019).

Sabit Damlacıklı Mikroakışkan Sistemler

Sabit damlacıklı mikroakışkan sistemler, sıvı damlacıklarının bir çip üzerinde ayrıldığı ve kullanıldığı bir mikroakışkan teknolojisi biçimidir. Tek hücre analizi, genetik analiz ve ilaç keşfi gibi uygulamalarda yaygın olarak kullanılmaktadır (Shembekar et al., 2016). Damlacıkların küçük boyutu, yüksek verimli analize izin verir ve tek tek damlacıkları manipüle etme yeteneği, reaksiyon koşulları üzerinde hassas kontrol sağlamaktadır (Feng et al., 2018).

Sabit damlacıklı mikroakışkan sistemler, bakteri veya mantar suşlarının farklı antimikrobiyal ajanlara duyarlılığını hızlı ve doğru bir şekilde belirlemek için ADT olarak kullanılabilir (Ruszczyk et al., 2022). Bu yöntemde, her biri farklı bir antibiyotik içeren ve daha sonra ilgilenilen patojenle karıştırılan ve inkübe edilen küçük damlacıklar oluşturulmaktadır. Daha sonra, patojenin her bir damlacıkta büyümesi veya ölümü gözlemlenebilmekte ve o patojen için antibiyotiğin MİK değeri belirlenebilmektedir (Postek et al., 2022). Bu yöntem, ADT'nin hızını ve doğruluğunu önemli ölçüde artırma potansiyeline sahiptir ve ayrıca yeni antimikrobiyal ajanların geliştirilmesine yardımcı olabilir. Ek olarak, sabit damlacıklı mikroakışkan sistemler, çok sayıda antibiyotik ve organizmanın aynı anda taranmasını sağlayan çoklu testlere izin vermektedir. Örneğin, Churski K. ve arkadaşları (2012), ampicilin, tetrasiklin ve kloramfenikolün *E.coli*'ye karşı MİK ve ikili etkileşimlerini belirlemede uygulanabilir olduğu gösterilen, antibiyotik toksisitesinin hızlı taranması için damlacık bazlı bir mikroakışkan sistem çalışmıştır (Churski et al., 2012).

Bu sistem, yüksek verimli analizler yapmak için küçük numuneleri kullanma kolaylığı açısından önemli bir ilerleme kaydetmiştir. Ayrıca çok çeşitli viskozitelere sahip numuneler dahil olmak üzere küçük hacimli sıvıları analiz edebilmiş, sıvı hacimlerini yüksek hassasiyetle manipüle etmiştir. Ek olarak, numunelerin kolayca değiştirilmesini ve sıralı taramaların hızlıca gerçekleştirilmesini sağlamıştır.

Hareketli Damlacıklı Mikroakışkan Sistemler

Hareketli damlacıklı mikroakışkan sistemler, damlacık tabanlı dijital PZR ve damlacık tabanlı mikroreaktörler gibi uygulamalar için çeşitli boyut ve bileşimlerde damlacıkları oluşturmak ve manipüle etmek için kullanılmaktadır (Liu et al., 2020; Perkins et al., 2017).

Hareketli damlacıklı mikroakışkan sisteminde, karmaşık sıvı işleme tek damlacık seviyesinde bile yapılabildiğinden, mükemmel ölçeklendirme ve çoğullama yetenekleri sağlamaktadır. Damlacıklar genellikle kapsüllenmiş bakterilerin büyümesi için uzun süre inkübe edilmektedir, bu nedenle damlacıklar arasında madde transferi önemlidir. Damlacıklar inkübasyon sırasında hareket ettiğinden, deney boyunca aynı damlacığı takip etmek zordur. Bu sistemin baştan sona otomatikleştirilmesi karmaşıktır; bu nedenle ticari ortamlara kolayca aktarılamazlar. Bununla birlikte, hareketli damlacıklı mikroakışkan sistemler, olası deneylerin ölçeği nedeniyle geniş araştırma olanakları sağlamaktadır (Postek et al., 2022)

Kang ve arkadaşlarının çalışmasında (2014), hareketli damlacık mikroakışkanlar standart yumuşak litografi kullanılarak üretilmiştir. Mikroakışkan kanal boyutu ve akış hızı ayarlanarak çapı

5 ila 50 µm arasında değişen farklı boyutlarda damlacıklar oluşturulmuştur. Kanda bakteri sayısı azdır ve pikolitre damlacıkları içinde kapsüllendiğinde her damlacık bir bakteri içerecek veya hiç bakteri içermeyecektir. Bu yüzden sistemde bir damlacıktaki tek bir bakteriyi test edebilmek için deneme yapılmıştır. Bakteriler seyreltilmiş ve bakteri, damlacıkta sensör sinyali ile lokalize edilmesi için boyanmıştır. Floresan damlacıklar, konfokal mikroskop ile görüntülenmiştir. Sensör sistemi, bir damlacıkta parçalanarak tek hedefli *E. coli* K12'yi 8 dakika içinde tespit edebilmiştir. Bu çalışmada, bakterilerin damlacıklarda hapsedilmesinin tek hücre hassasiyetini sağladığı ve algılama süresini azalttığı gösterilmiştir (Kang et al., 2014).

Feno-moleküler Mikroakışkan ADT'ler

Feno-moleküler mikroakışkan ADT'ler, canlı hücrelerin özelliklerini tek hücre düzeyinde incelemek için mikroakışkan cihazların moleküler ve hücresel biyoloji teknikleriyle entegrasyonunu ifade etmektedir. Bu sistemler tek hücre veya küçük hücre gruplarını içeren damlacıkların kontrol edilmesine ve analizine izin vererek yüksek verimli taramaya ve gen ifadesi, protein üretimi ve ilaçlara veya diğer uyaranlara yanıt gibi hücresel özelliklerin ayrıntılı analizine olanak tanır. Bu yaklaşım, hücresel süreçlere ilişkin değerli bilgiler sağlayabilir ve hastalık teşhisi ve ilaç geliştirme için biyobelirteçleri belirlemek için kullanılabilir (Postek et al., 2022).

Feno-moleküler mikroakışkanlar ADT amacıyla mikroorganizmaları kanallarda çoğaltarak büyüme özelliklerini analiz etmek ve mikroorganizmaları çeşitli antibiyotiklere değişen konsantrasyonlarda maruz bırakarak en etkili antibiyotik çeşidi ve

konsantrasyonunu belirlemek için kullanılmaktadır (Postek et al., 2022)

Athamanolap ve arkadaşları (2019), bulaşıcı hastalıkların klinik tanısında ihtiyaçları karşılamak için geniş bakteri tanımlama özelliğine sahip, hızlı ve güvenilir antimikrobiyal duyarlılık testi gerçekleştiren mikroakışkan tabanlı dijital PZR geliştirmiştir. Fenomoleküler ADT yoluyla gentamisin duyarlı ve gentamisine dirençli *E. coli* ve *S. aureus* suşlarının duyarlılık profilleri doğru bir şekilde belirlenmiştir. Bu polimikrobiyal tespitteki doğruluktan yararlanarak, katkılı, polimikrobiyal bir idrar örneği analiz edilmiştir ve örnekte bulunan gentamisine duyarlı *E. coli* ve gentamisine dirençli *S. aureus* yaklaşık 4 saatlik bir geri dönüş süresiyle doğru bir şekilde tanımlanmıştır. Bu sonuçlar, geliştirilen sistemin bulaşıcı hastalıklar için kapsamlı ve hızlı bir teşhis yöntemi olabileceğini göstermiştir (Athamanolap et al., 2019).

Sonuç

Mikroakışkan sistemlerin küçük hacimlerdeki sıvıları manipüle ve analiz etme yetenekleri bakteri kültürlerinin hızlı ve yüksek verimli analizi için avantaj sağlamakta ve bu sistemleri antimikrobiyal duyarlılık testleri için güçlü bir araç haline getirmektedir. Mikroakışkan sistemlerin en önemli avantajlarından biri, tek bir bakteri hücresinde ADT gerçekleştirme yetenekleridir. Geleneksel ADT yöntemleri, testten önce kültürde çok sayıda bakterinin yetiştirilmesini gerektirir; bu durum yalnızca az sayıda hücrenin belirli bir antibiyotiğe dirençli olması durumunda yanlış negatif sonuçlara yol açabilmektedir. Mikroakışkan sistemlerde ise, tek bir bakteri hücresinin izolasyonu ve test edilmesi mümkündür, bu da antibiyotik duyarlılığının daha doğru bir şekilde

değerlendirilmesini sağlar. Mikroakışkan sistemlerin bir başka avantajı da çoklu analizleri gerçekleştirme yetenekleridir, bu birden fazla antibiyotiğin aynı anda test edilebileceği anlamına gelir. Bu şekilde antibiyotik duyarlılığı hakkında daha kapsamlı bir bilgi sağlarken tek antibiyotik analiziyle tespit edilemeyen direnç mekanizmalarının belirlenmesine yardımcı olabilir. Mikroakışkan sistemler, antibiyotik direncinin genetik ve fenotipik belirteçlerinin eşzamanlı analizine izin veren çip üzerinde laboratuvar cihazları gibi diğer teknolojilerle de entegre edilebilir. Bu, yeni antibiyotiklerin ve tedavi stratejilerinin geliştirilmesine yardımcı olabilecek, altta yatan direnç mekanizmaları hakkında önemli bilgiler sağlayabilir.

Genel olarak, mikroakışkan sistemler, antibiyotiklere karşı bakteri duyarlılığını test etmek için daha doğru, yüksek verimli ve uygun maliyetli yöntemler sağlayarak ADT'de devrim yaratma potansiyeline sahiptir. Mikroakışkan teknolojileri bazı sınırlamalara sahip olsa da bunların üstesinden gelmek için yeni çalışmalar devam etmektedir.

Kaynaklar

Athamanolap, P., Hsieh, K., O’Keefe, C. M., Zhang, Y., Yang, S., & Wang, T.-H. (2019). Nanoarray Digital Polymerase Chain Reaction with High-Resolution Melt for Enabling Broad Bacteria Identification and Pheno–Molecular Antimicrobial Susceptibility Test. *Analytical Chemistry*, 91(20), 12784–12792. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b02344>

Bauer, A. W., Kirby, W. M., Sherris, J. C., & Turck, M. (1966). Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disk method. *American Journal of Clinical Pathology*, 45(4), 493–496.

Churski, K., Kaminski, T. S., Jakiela, S., Kamysz, W., Baranska-Rybak, W., Weibel, D. B., & Garstecki, P. (2012). Rapid screening of antibiotic toxicity in an automated microdroplet system. *Lab Chip*, 12(9), 1629–1637. <https://doi.org/10.1039/C2LC21284F>

Dadgostar, P. (2019). Antimicrobial Resistance: Implications and Costs. *Infection and Drug Resistance*, 12, 3903–3910. <https://doi.org/10.2147/IDR.S234610>

Feng, W., Ueda, E., & Levkin, P. A. (2018). Droplet Microarrays: From Surface Patterning to High-Throughput Applications. *Advanced Materials*, 30(20), 1706111. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/adma.201706111>

Ghorbanpoor, H., Dizaji, A. N., Akcakoca, I., Blair, E. O., Ozturk, Y., Hoskisson, P., Kocagoz, T., Avci, H., Corrigan, D. K., & Guzel, F. D. (2022). A fully integrated rapid on-chip antibiotic susceptibility test – A case study for Mycobacterium smegmatis. *Sensors and Actuators A: Physical*, 339, 113515. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sna.2022.113515>

Golchin, S. A., Stratford, J., Curry, R. J., & McFadden, J. (2012). A microfluidic system for long-term time-lapse microscopy studies of mycobacteria. *Tuberculosis*, 92(6), 489–496. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tube.2012.06.006>

Goossens, H., Ferech, M., Vander Stichele, R., & Elseviers, M. (2005). Outpatient antibiotic use in Europe and association with resistance: a cross-national database study. *The Lancet*, 365(9459), 579–587. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(05\)17907-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(05)17907-0)

Julian, D., & Dorothy, D. (2010). Origins and Evolution of Antibiotic Resistance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 74(3), 417–433. <https://doi.org/10.1128/mmbr.00016-10>

Kalashnikov, M., Lee, J. C., Campbell, J., Sharon, A., & Sauer-Budge, A. F. (2012). A microfluidic platform for rapid, stress-induced antibiotic susceptibility testing of *Staphylococcus aureus*. *Lab on a Chip*, 12(21), 4523–4532. <https://doi.org/10.1039/c2lc40531h>

Kang, D.-K., Ali, M. M., Zhang, K., Huang, S. S., Peterson, E., Digman, M. A., Gratton, E., & Zhao, W. (2014). Rapid detection of single bacteria in unprocessed blood using Integrated Comprehensive Droplet Digital Detection. *Nature Communications*, 5, 5427. <https://doi.org/10.1038/ncomms6427>

Khan, Z. A., Siddiqui, M. F., & Park, S. (2019). Progress in antibiotic susceptibility tests: a comparative review with special emphasis on microfluidic methods. *Biotechnology Letters*, 41(2), 221–230. <https://doi.org/10.1007/s10529-018-02638-2>

Kim, S., Lee, S., Kim, J.-K., Chung, H. J., & Jeon, J. S. (2019). Microfluidic-based observation of local bacterial density under antimicrobial concentration gradient for rapid antibiotic susceptibility testing. *Biomicrofluidics*, 13(1), 14108. <https://doi.org/10.1063/1.5066558>

Klein, A.-K., & Dietzel, A. (2022). *Microfluidic Systems for Antimicrobial Susceptibility Testing BT - Microfluidics in Biotechnology* (J. Bahnemann & A. Grünberger (eds.); pp. 291–309). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/10_2021_164

Kowalska-Krochmal, B., & Dudek-Wicher, R. (2021). The Minimum Inhibitory Concentration of Antibiotics: Methods, Interpretation, Clinical Relevance. *Pathogens*, 10(2), 165. <https://doi.org/10.3390/pathogens10020165>

Lee, W.-B., Fu, C.-Y., Chang, W.-H., You, H.-L., Wang, C.-H., Lee, M. S., & Lee, G.-B. (2017). A microfluidic device for antimicrobial susceptibility testing based on a broth dilution method. *Biosensors and Bioelectronics*, 87, 669–678. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bios.2016.09.008>

Levy, S. B., & Marshall, B. (2004). Antibacterial resistance worldwide: causes, challenges and responses. *Nature Medicine*, 10(12), S122–S129. <https://doi.org/10.1038/nm1145>

Lin, Y.-H., Pan, T.-M., & Wu, M.-H. (2011). 5.12 - *Microfluidic Technology and Its Biological Applications* (M. B. T.-C. B. (Second E. Moo-Young (ed.); pp. 141–157). Academic Press. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00352-](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00352-4)

Liu, L., Xiang, N., & Ni, Z. (2020). Droplet-based microreactor for the production of micro/nano-materials. *ELECTROPHORESIS*, 41(10–11), 833–851. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/elps.201900380>

Lucitt, M. B., O'Brien, S., Cowman, J., Meade, G., Basabe-Desmonts, L., Somers, M., Kent, N., Ricco, A. J., & Kenny, D. (2013). Assaying the efficacy of dual-antiplatelet therapy: use of a controlled-shear-rate microfluidic device with a well-defined collagen surface to track dynamic platelet adhesion. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 405(14), 4823–4834. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-6897-y>

Nachnani, S., Scuteri, A., Newman, M. G., Avanesian, A. B., & Lomeli, S. L. (1992). E-Test: A New Technique for Antimicrobial Susceptibility Testing for Periodontal Microorganisms. *Journal of Periodontology*, 63(7), 576–583. <https://doi.org/https://doi.org/10.1902/jop.1992.63.7.576>

Osaid, M., Chen, Y.-S., Wang, C.-H., Sinha, A., Lee, W.-B., Gopinathan, P., Wu, H.-B., & Lee, G.-B. (2021). A multiplexed nanoliter array-based microfluidic platform for quick{,} automatic antimicrobial susceptibility testing. *Lab Chip*, 21(11), 2223–2231. <https://doi.org/10.1039/D1LC00216C>

Papadopoulos, V. E., Kefala, I. N., Kaprou, G. D., Tserepi, A., & Kokkoris, G. (2022). Modeling heat losses in microfluidic devices: The case of static chamber devices for DNA amplification. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 184, 122011. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2021.122011>

Park, S., Zhang, Y., Lin, S., Wang, T.-H., & Yang, S. (2011). Advances in microfluidic PCR for point-of-care infectious disease diagnostics. *Biotechnology Advances*, 29(6), 830–839. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.06.017>

Perkins, G., Lu, H., Garlan, F., & Taly, V. (2017). *Chapter Three - Droplet-Based Digital PCR: Application in Cancer Research* (G. S. B. T.-A. in C. C. Makowski (ed.); Vol. 79, pp. 43–91). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/bs.acc.2016.10.001>

Postek, W., Pacocha, N., & Garstecki, P. (2022). Microfluidics for antibiotic susceptibility testing. *Lab Chip*, 22(19), 3637–3662. <https://doi.org/10.1039/D2LC00394E>

Preetam, S., Nahak, B. K., Patra, S., Toncu, D. C., Park, S., Syväjärvi, M., Orive, G., & Tiwari, A. (2022). Emergence of microfluidics for next generation biomedical devices. *Biosensors and Bioelectronics*: X, 10, 100106. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biosx.2022.100106>

Qin, N., Zhao, P., Ho, E. A., Xin, G., & Ren, C. L. (2021). Microfluidic Technology for Antibacterial Resistance Study and Antibiotic Susceptibility Testing: Review and Perspective. *ACS Sensors*, 6(1), 3–21. <https://doi.org/10.1021/acssensors.0c02175>

R., S. D., & Clyde, T. (1975). Broth-Dilution Method for Determining the Antibiotic Susceptibility of Anaerobic Bacteria. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 7(1), 15–21. <https://doi.org/10.1128/aac.7.1.15>

Reygaert, W. C. (2018). An overview of the antimicrobial resistance mechanisms of bacteria. *AIMS Microbiology*, 4(3), 482–501. <https://doi.org/10.3934/microbiol.2018.3.482>

Ruszczak, A., Bartkova, S., Zapotoczna, M., Scheler, O., & Garstecki, P. (2022). Droplet-based methods for tackling antimicrobial resistance. *Current Opinion in Biotechnology*, 76, 102755. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.copbio.2022.102755>

Shembekar, N., Chaipan, C., Utharala, R., & Merten, C. A. (2016). Droplet-based microfluidics in drug discovery{,} transcriptomics and high-throughput molecular genetics. *Lab Chip*, 16(8), 1314–1331. <https://doi.org/10.1039/C6LC00249H>

Shemesh, J., Jalilian, I., Shi, A., Heng Yeoh, G., Knothe Tate, M. L., & Ebrahimi Warkiani, M. (2015). Flow-induced stress on adherent cells in microfluidic devices. *Lab Chip*, 15(21), 4114–4127. <https://doi.org/10.1039/C5LC00633C>

Sun, H., Chan, C.-W., Wang, Y., Yao, X., Mu, X., Lu, X., Zhou, J., Cai, Z., & Ren, K. (2019). Reliable and reusable whole polypropylene plastic microfluidic devices for a rapid{,} low-cost antimicrobial susceptibility test. *Lab Chip*, 19(17), 2915–2924. <https://doi.org/10.1039/C9LC00502A>

Vasala, A., Hytönen, V. P., & Laitinen, O. H. (2020). Modern Tools for Rapid Diagnostics of Antimicrobial Resistance. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2020.00308>

Westhorpe, C. L. V, Bayard, J. E., O’Sullivan, K. M., Hall, P., Cheng, Q., Kitching, A. R., & Hickey, M. J. (2017). In Vivo

Imaging of Inflamed Glomeruli Reveals Dynamics of Neutrophil Extracellular Trap Formation in Glomerular Capillaries. *The American Journal of Pathology*, 187(2), 318–331. <https://doi.org/10.1016/j.ajpath.2016.10.008>

Xu, B., Du, Y., Lin, J., Qi, M., Shu, B., Wen, X., Liang, G., Chen, B., & Liu, D. (2016). Simultaneous Identification and Antimicrobial Susceptibility Testing of Multiple Uropathogens on a Microfluidic Chip with Paper-Supported Cell Culture Arrays. *Analytical Chemistry*, 88(23), 11593–11600. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.6b03052>

Yang, L., Shi, Y., Abolhasani, M., & Jensen, K. F. (2015). Characterization and modeling of multiphase flow in structured microreactors: a post microreactor case study. *Lab Chip*, 15(15), 3232–3241. <https://doi.org/10.1039/C5LC00431D>

BÖLÜM II

Atık Seçimi İçin Gerekli Kriterlerin AHP Yöntemi ile Değerlendirilmesi

Oğuzhan TURAN
Hasan Bilgehan KAPLAN
Mehmet Kaan TEMİZ
Mehmet PINARBAŞI

Giriş

Dünya Sağlık Örgütü, sağlığı fiziksel, sosyal ve zihinsel olarak tam bir refah hali olarak tanımlamaktadır (WHO, 1948). Tanım, sağlıklı olmanın temel koşullarından birinin sağlıklı bir çevrenin varlığına bağlı olduğunu açıkça ortaya koymaktadır (Akin, 2007). Özellikle sanayileşmenin hızla geliştiği günümüzde, çevre sorunları daha da önemli hale gelmektedir. Göç ve hızlı kentleşme, bu sorunların ciddiyetini artırırken, kentleşmenin getirdiği nüfus artışı, toplumun çeşitli hizmetlere olan talebini artırmış, bu hizmetleri sunacak kurumların sayısında da bir artışa neden olmuştur. En önemli çevre sorunlarının başında ise atıklar gelmektedir. Atıklar, çeşitli faaliyetlerin istenmeyen çıktıları olup,

evre ve insanlar için çeşitli sorunlar yaratmaktadır (Kızıldemir ve Sandıkçı, 2014). Atıkların üretilmesinden bertaraf edilmesine kadar insanlar atıklarla etkileşim halindedir. Bahsedilen etkileşim, atıkların insan sağlığını tehdit etmesine yol açmaktadır (Aydoğdu ve obanoğlu 2006).

Atıkların günümüzde önemli bir sorun olduğu dünya genelindeki çevreci örgütler ve devletler tarafından kabul edilmekle beraber kontrol edilmediği takdirde önüne geçilemez sorunlar yaratacağı da bu örgütlerin ve devletlerin yapmakta olduğu çalışmaların sonucu olarak karşımıza çıkmaktadır. Atıklar; tüketimi, üretimi, kimyasal ve fiziksel özellikleri gibi çeşitli etkenlere bağlı olarak sınıflandırılır. Bunlar genel olarak; katı atıklar, sıvı ve gaz atıklar, ambalaj atıkları ve sanayi atıkları olarak ayrıştırılabilir. Katı atıklara örnek olarak; evsel katı atıklar, tehlikeli atıklar, endüstriyel atıklar, tıbbi atıklar, tarımsal ve bahçe atıkları, inşaat artıkları, moloz artıkları ve özel atıklar sayılabilir (Gündüzalp ve Güven, 2016). Sıvı ve gaz atıklara örnek olarak; hastane kaynaklı olan kan, dişcilik yıkama suları, diyaliz makineleri suları, evsel kaynaklı olan temizlik suları ve kanalizasyon suları sayılabilir (Karasu, 2013). Ambalaj atıklarına örnek olarak ticari açıdan her türlü ambalaj atıkları örnek verilebilir. Ayrıca atıklar üretim fazlası olan, insan ve evre sağlığı adına bertaraf edilmesi gereken maddelerdir.

T.C. evre, şehircilik ve İklım Değişikliği Bakanlığı atık yönetimi yapmakta olup yönetmelikler bağlamında işletmelere birtakım yükümlülükler yüklemektedir. Bu yükümlülükler arasında atık yönetim planı hazırlama, atıkları türlerine göre ayrıştırma ve depolama, geri dönüşüm ve yeniden kullanım teşviki, tehlikeli atıkların güvenli yönetimi, düzenli beyan ve raporlama, çalışanların eğitimi, yasal uygunluk ve denetimlere uyma, diğer işletmeler ve

yerel yönetimlerle iş birliği yapma, atık yönetimi maliyetlerini karşılama ve ulusal ve uluslararası çevre standartlarına uygunluk gibi maddeler bulunur. Bu yükümlülükler, işletmelerin çevreye zarar vermeden faaliyetlerini sürdürmesini ve yasal gerekliliklere uymasını sağlamayı amaçlar.

Atık bertarafını ticari bir iş olarak yürüten işletmeler için bu yükümlülüklerin yerine getirilmesi, hem çevreye duyarlı bir faaliyet yürütmeyi hem de rekabet avantajı elde etmeyi mümkün kılar. Rekabet avantajı için atık bertaraf şirketleri uygun atıkları alıp işletmek durumu ile karşı karşıya kalmaktadır. Bu şirketler uygun atıkların seçilmesi için birtakım kriterlere de uymak durumdadır. Bir atığın kokusu, zehir miktarı, su miktarı, kalorifik değeri gibi birçok kriter bu kriterler arasında sayılabilir.

Bu çalışmada, atık bertarafını ticari bir iş olarak yapan bir işletmenin, atık seçimi için dikkate aldığı kriterlerin belirlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca bu kriterler Analitik Hiyerarşi Süreci (AHP) yöntemi kullanılarak stratejik bir planlama için kriterler ağırlıklandırılmıştır. Bu sayede, işletmenin atık yönetim planını daha verimli hale getirerek çevresel, ekonomik, teknik ve yasal faktörleri göz önünde bulundurmasını ve bu kriterleri sistematik bir şekilde değerlendirmesi sağlanmıştır.

LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

Literatür taraması, atıkların seçimi ve bertarafı için çeşitli araştırmalar içermektedir. Bu çalışmalardan bazıları şu şekildedir:

Ghose vd. (2006), çalışmalarında Batı Bengal Eyaleti (Hindistan) Asansol Belediye Şirketi (AMC) için uygun bir depolama, toplama ve bertaraf planı tasarlama ve geliştirme girişimini açıklamaktadırlar. Koushki, vd. (2004) Kuveyt'te

belediye katı atık toplama ve taşıma sisteminin verimliliğini ve etkinliğini inceleyerek değerlendirmişlerdir. Wu vd. (2020) Çin’de kentsel atık toplama ve taşıma optimizasyon problemini çözmek adına bir model oluşturmuş ve bu modeli çözmek için özel algoritmalar tasarlamışlardır. Korkmazer vd. (2015) tehlikeli atık üreten işletmelerin atıklarını ekonomik ve zararsız olacak şekilde uzaklaştırılmasını ve bu uzaklaştırmayı yapabilecek en güvenilir yüklenici seçimini incelemişlerdir. Hasanov vd. (2013) enerji, ulaşım ve bertaraf maliyetleri olan kapalı döngü bir tedarik zinciri sistemi için matematiksel bir model geliştirmişlerdir. Dijkgraaf vd. (2004) iyi bilinen iki nihai atık bertaraf yöntemi olan yakma ve çöp satma yöntemini çevresel maliyetler açısından değerlendirmişlerdir. Gopalakrishnan vd. (2021) belediyelerin atık yönetimi çabalarının verimliliğini artırmalarına yardımcı olabilecek Blockchain tabanlı bir Katı Atık Yönetimi (SWM) modeli önermişlerdir. Pour vd. (2018) belediye katı atıklarını karbon yakalama ve depolama (BECCS) ile biyoenerji için bir kaynak olarak kullanmanın küresel potansiyelinin bir tahminini yapmışlardır. Gündüzalp ve Güven (2016) atıkları ayrıntılı bir şekilde inceleyerek atıklarla geri dönüşüm arasındaki ilişkiyi ön plana çıkarmaya çalışmışlardır. Kaçtıoğlu ve Şengül (2011) ambalaj atıklarının geri dönüşümü ile ilgili tersine dağıtım sisteminin planlanması ve işleyiş etkinliğinde karar almayı desteklemek için bir karma tamsayılı programlama modeli geliştirmişlerdir. Eriksson vd. (2016) çalışmalarında, gıda atıklarının azaltılması, daha uzun raf ömrü, azaltılmış depolama sıcaklığı ve artan enerji maliyetleri arasındaki ilişkileri simüle ederek ve depolama sıcaklığını azaltarak süpermarketlerde gıda atıklarını azaltmanın net etkisini hesaplamışlardır. Ulucak ve Erdem (2012) çalışmalarında, 1960-

2006 yıllarında Türkiye'nin CO₂ emisyonlarını Lee-Strazicich yapısal kırılmalı birim kök testi yöntemiyle incelemişlerdir. Işıldar (2018) katık atık bertaraf etme yöntemine karar verme konusunu Ankara ili bazında değerlendirmiştir. Kılıç ve Tüylü (2019), Bursa'daki atık döküm kumlarının beton üretiminde ham madde olarak kullanılmasını araştırmışlardır. Aka vd., (2021) Endüstriyel atıkların geri dönüşümünde etkili olan kriterleri BWM yöntemi ile değerlendirmişlerdir. Demirarslan ve Başak (2018) Doğu Karadeniz bölgesindeki illerin katı atık yönetimindeki performanslarını değerlendirmişlerdir. Ertaş vd. (2019) tıbbi atık yönetiminin nasıl düzenlenmesi gerektiğini ve nasıl atıkların daha etkili bertaraf edilebileceğini araştırmışlardır. Saltabaş vd. (2009) gelişmiş ülkelerde evsel katı atık bertaraf yöntemi olarak yaygın bir şekilde kullanılan atık yakma teknolojisinin dünyadaki genel durumu ve İstanbul'a uygulanabilirliğini değerlendirmişlerdir. Yapılan literatür araştırmasına göre bir atık bertaraf şirketi için işlenmesi gerekli atığın seçimine etki eden kriterlerin değerlendirilmesini ele alan bir çalışmaya rastlanmamıştır.

MATERYAL ve YÖNTEM

AHP Yöntemi

Analitik Hiyerarşi Prosesi (AHP), hiyerarşik bir yapıyı ele alan ve ikili karşılaştırma mantığına dayanan çok kriterli karar verme tekniğidir (Felek vd., 2007). Yöntem bir karar alma mekanizması olup, tahminleme yaparak karara etki eden kriterlerin ağırlıklarını hesaplamaktadır (Saaty, 1994). Yöntemin uygulama adımları şu şekildedir.

Adım 1. Karar problemi tanımlanır ve model kurulur.

Adım 2. İkili karşılaştırma matrisi oluşturulur. Matris karşılaştırma kriterlerden hangisinin daha önemli olduğunu göstermektedir. Saaty tarafından oluşturulan 1-9 ölçeğine göre karşılaştırmalar yapılır (Özcan vd., 2017). Ölçek Çizelge 1’de verilmiştir.

Çizelge 1: İkili Karşılaştırma Ölçeği

Önem Ölçeği	Tanım	Açıklama
1	Eşit derecede önemli	İki seçenek eşit derece öneme sahiptir.
3	Orta derecede önemli	Tecrübe ve yargı bir kriteri diğer kritere karşı biraz üstün kılmaktadır.
5	Kuvvetli derecede önemli	Tecrübe ve yargı bir kriteri diğer kritere karşı oldukça üstün kılmaktadır.
7	Kuvvetli derecede önemli	Bir kriter diğer kritere göre üstün sayılmıştır.
9	Kesin önemli	Bir kriterin diğer kriterden daha üstün olduğunu gösteren kanıt çok büyük güvenilirliğe sahip.
2,4,6,8	Ara değerler	Uzlaşma gerektiğinde kullanmak üzere ardışık iki yargı arasındaki değerlerdir.

Adım 3. Öncelik vektörlerinin hesaplanması

Karşılaştırma matrisleri ile ağırlıkların vektörü (w) bulunur. İlk olarak ikili karşılaştırma matrisi, $A.w = \lambda_{max}.w$ formülü normalize hale getirilir. Sonra ağırlıklar bulunur. Normalizasyon, a_{ij} 'nin bütün elemanlarının sütun toplamına bölünmesiyle bulunur (Özcan vd., 2017).

$$\text{Ağırlık hesaplanması: } w_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n} \quad (1)$$

Adım 4. Tutarlılık oranının bulunması (CR)

CR katsayısı, tutarlılık indeksinden (CI) sonra hesaplanır. İkili karar matrisi karşılaştırmalarında CR 0,01'den az olursa karar matrisi tutarlı kabul edilir.

$$\text{CI hesaplanması; } CI = (\lambda_{max} - n) / (n - 1) \quad (2)$$

CR, CI'nın rastgele tutarlılık indeksine (RCI) bölünmesiyle bulunur.

$$\text{CR değerinin hesaplanması; } CR = CI / RCI \quad (3)$$

Tutarlılık oranı, CR'de hesaplandığında tamamlanır. Tutarlılık uygun çıkmaz ise ikili karşılaştırma matrisindeki değerler tekrardan kontrol edilmelidir (Özcan vd., 2017). Tutarlılık analizinde Çizelge 2'deki RI indisine bakılır (Önder vd., 2014).

Çizelge 2: RI İndisi

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
R	0	0	0.5	0.8	1.1	1.2	1.3	1.4	1.4	1.4	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
I			8	9	2	4	2	1	5	9	1	3	6	7	9

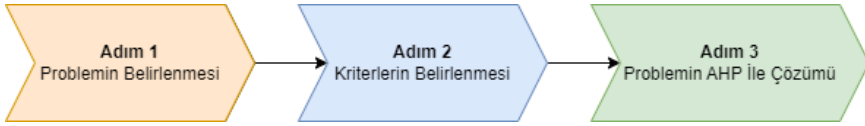
Adım 5. AHP değerlerinin analizi

Eldeki değerler tutarlı ise değeri kriterlerin ağırlıkları belirlenir (Özcan vd., 2017).

UYGULAMA

Çalışmada gerçekleştirilen uygulama Şekil 1'de verilen akış şemasına göre yürütülmüştür. Akış şeması problemin belirlenmesi, atık seçimine etki eden kriterlerin uzmanlarca grup karar verme

yöntemi ile belirlenmesi ve AHP yöntemi ile kriterlerin ağırlıklandırılması öğelerini içermektedir.



Şekil 1: Çalışmanın Uygulama Adımları

Problemin Belirlenmesi

Atık bertarafını ticari bir iş olarak yapan bir işletme için atık seçimi, çevresel, ekonomik, teknik ve yasal gereklilikler göz önünde bulundurularak en önemli problemlerden biridir. Bu süreçte, AHP yöntemi kullanılarak atık seçimi kriterlerinin değerlendirilmesi yapılacaktır. Bir bertaraf işletmesine fabrikalar tarafından birçok atık bertaraf başvurusu yapılmaktadır. Yapılan başvurulardaki atıkların çeşitleri birbirinden çoğunlukla farklıdır. Atık bertaraf şirketinin bu farklı atıklardan kendisine en uygun olanı seçmesi gerekmektedir. Atık şirketi bu seçimi yaparken doğal olarak kendisine en az maliyetli ve en çok fayda sağlayacağı atığı seçmek isteyecektir. Atığın seçimi için ise birden fazla birbiri ile çelişen kriterler söz konusudur. Bu kriterlere maliyet, betaraf yöntemi ve pazar payı gibi birçok kriter örnek verilebilir. Bu çalışmanın ele aldığı temel problem atık bertaraf şirketi adına bertaraf için başvurulanan atıklardan uygun atığın seçilmesi problemidir.

Kriterlerin Belirlenmesi

Atık bertarafını Ticari bir iş olarak yapan bir işletmenin atık seçimi kapsamında değerlendirilecek olan 12 kriter literatür taraması ve uzman görüşleri ile oluşturulmuştur.

K-1 Satın Alma Maliyeti: Atıkların bertarafı için satın alma maliyeti, atıkların uygun şekilde toplanması, taşınması, işlenmesi ve

gereken hizmetlerin veya ekipmanların edinilmesi sürecinde oluşan maliyetleri kapsamaktadır.

K-2 Taşıma Maliyeti: Taşıma maliyeti, atıkların kaynak noktasından bertaraf tesisine taşınması için gereken lojistik işlemlerinin ve nakliye hizmetlerinin maliyetlerini içermektedir (Das vd., 2015).

K-3 Bertaraf Maliyeti: Atıkların bertaraf edildiği yerde gerçekleştirilen tüm süreçlerin maliyetini kapsamaktadır (Adar vd., 2017).

K-4 Depolama Maliyeti: Depolama maliyeti, atıkların özel olarak tasarlanmış depolama alanlarına taşınması ve burada saklanması sürecinde oluşan maliyetleri içermektedir (Gopalahrishnan, vd., 2021).

K-5 Test Maliyeti: Test maliyeti, atıkların çeşidine ve özelliklerine bağlı olarak yapılan laboratuvar testleri için oluşan maliyetleri kapsamaktadır.

K-6 Atık Miktarı: Atık yönetimi sürecinde önemli bir parametredir ve atıkların toplam hacmini veya kütlesini ifade etmektedir. Sürdürülebilir talep için oldukça önemlidir.

K-7 Pazar Sirkülasyonu: Pazar sirkülasyonu, atıkların ekonomiye geri dönüşüm veya yeniden kullanım yoluyla dahil edilmesini ifade etmektedir.

K-8 Pazar Payı: Belirli bir endüstride veya atık yönetimi sektöründe belirli bir atık türünün veya hizmetin pazar içindeki değerinin yüzdesel olarak ifadesidir.

K-9 Taşıma Yöntemi: Taşıma yöntemi, atıkların kaynak noktasından bertaraf veya işleme yerine taşınması sürecini ifade etmektedir. Bu yöntemler, atıkların çeşidine, miktarına, taşınacak mesafeye ve yerel düzenlemelere bağlı olarak değişiklik gösterebilir.

K-10 Bertaraf Yöntemi: Atıkların kaynak noktasından alınarak son kullanım yerine taşınması ve uygun yöntem ile işlenip bertaraf edilmesini ifade eder. İyi bilinen iki nihai bertaraf yöntemi vardır. Bunlar yakma ve çöp satma yöntemleridir (Dijkgraaf vd., 2004).

K-11 Atığın Birim Karı: Atıkların satışından veya işlenmesinden elde edilen gelirden, üretim veya işleme maliyetlerine hesaplanan kar miktarını ifade etmektedir.

K-12 Atığın Satılabilirliği (kalite): Atıkların belirli bir pazarda veya endüstride değer kazanma potansiyelini ifade etmektedir.

Problemin AHP ile Çözümü

Problemin çözümü için öncelikle kriterler belirlenerek hiyerarşik yapı oluşturulmuştur. Hiyerarşik yapı oluşturulduktan sonra kriterler arası ikili karşılaştırma matrisi oluşturulmuştur. Oluşturulan ikili karşılaştırma matrisi Çizelge 3'te verilmiştir.

Çizelge 3: İkili Karşılaştırma Matrisi

Kriterler	K-1	K-2	K-3	K-4	K-5	K-6	K-7	K-8	K-9	K-10	K-11	K-12
K-1	1,00	3,00	5,00	4,00	3,00	2,00	4,00	4,00	3,00	4,00	2,00	2,00
K-2	0,33	1,00	3,00	2,00	3,00	2,00	3,00	3,00	2,00	3,00	2,00	1,00
K-3	0,20	0,33	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00	2,00	3,00	1,00
K-4	0,25	0,50	1,00	1,00	1,00	2,00	2,00	2,00	2,00	3,00	1,00	1,00
K-5	0,33	0,33	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00
K-6	0,50	0,50	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00	2,00	2,00	3,00	3,00	1,00
K-7	0,25	0,33	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	2,00	3,00	2,00	1,00
K-8	0,25	0,33	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00	3,00	3,00	1,00
K-9	0,33	0,50	1,00	0,50	1,00	0,50	0,50	1,00	1,00	2,00	2,00	1,00
K-10	0,25	0,33	0,50	0,33	0,50	0,33	0,33	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00
K-11	0,50	0,50	0,33	1,00	1,00	0,33	0,50	0,33	0,50	1,00	1,00	4,00
K-12	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,25	1,00
Toplam	4,70	8,67	16,33	13,33	16,50	12,67	16,33	17,67	17,50	28,00	21,25	16,00

Toplamların sütundaki her bir hücreye bölünmesiyle Çizelge 4'teki normalize karar matrisi elde edilmiştir.

Çizelge 4: Normalize Karar Matrisi

Kriterler	K-1	K-2	K-3	K-4	K-5	K-6	K-7	K-8	K-9	K-10	K-11	K-12
K-1	0,21	0,35	0,31	0,30	0,18	0,16	0,24	0,23	0,17	0,14	0,09	0,13
K-2	0,07	0,12	0,18	0,15	0,18	0,16	0,18	0,17	0,11	0,11	0,09	0,06
K-3	0,04	0,04	0,06	0,08	0,12	0,08	0,06	0,06	0,06	0,07	0,14	0,06
K-4	0,05	0,06	0,06	0,08	0,06	0,16	0,12	0,11	0,11	0,11	0,05	0,06
K-5	0,07	0,04	0,03	0,08	0,06	0,08	0,06	0,06	0,06	0,07	0,05	0,06
K-6	0,11	0,06	0,06	0,04	0,06	0,08	0,06	0,11	0,11	0,11	0,14	0,06
K-7	0,05	0,04	0,06	0,04	0,06	0,08	0,06	0,06	0,11	0,11	0,09	0,06
K-8	0,05	0,04	0,06	0,04	0,06	0,04	0,06	0,06	0,06	0,11	0,14	0,06
K-9	0,07	0,06	0,06	0,04	0,06	0,04	0,03	0,06	0,06	0,07	0,09	0,06
K-10	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,06	0,04	0,05	0,06
K-11	0,11	0,06	0,02	0,08	0,06	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	0,05	0,25
K-12	0,11	0,12	0,06	0,08	0,06	0,08	0,06	0,06	0,06	0,04	0,01	0,06

Normalize karar matrisi elde edildikten sonra AHP işlem adımları uygulanarak kriter ağırlıklarına ulaşılmıştır. Elde edilen kriter ağırlıkları Çizelge 5’te verilmiştir.

Çizelge 5: Sonuç Tablosu

Kriterler	Kriter Ağırlıkları
K-1	0,2091
K-2	0,1326
K-3	0,0723
K-4	0,0860
K-5	0,0592
K-6	0,0835
K-7	0,0688
K-8	0,0647
K-9	0,0583
K-10	0,0371
K-11	0,0631
K-12	0,0652

Hesaplanan kriter ağırlıklarının toplamı 1 ve tutarlılık oranı 0,07 olarak bulunmuştur. Bu durum çalışmanın tutarlı olduğunu göstermektedir. AHP çözümü sonucunda en önemli kriter satın alma maliyeti olarak karşımıza çıkmaktadır. Taşıma maliyeti ikinci sırada bertaraf maliyeti ise son sırada yer almaktadır. Elde edilen sonuçların gerçek yaşam ile tutarlı olduğu söylenebilir.

SONUÇ

Bu çalışmada, işletmelerin atık bertarafı konusunda karşılaştıkları zorluklara ve çözüm yollarına odaklanılmıştır. Atık yönetimi, sadece çevre için değil, aynı zamanda işletmelerin sürdürülebilirliği ve rekabet avantajı için de kritik bir öneme sahip olmaktadır. AHP yöntemiyle atık seçimi kriterlerinin

değerlendirilmesi, işletmelerin atık yönetim stratejilerini optimize etmelerine yardımcı olabilir. Bu analiz, işletmelerin atık bertarafı için en uygun stratejileri belirlerken çevresel, ekonomik, teknik ve yasal faktörleri dengeli bir şekilde değerlendirmelerine olanak tanımaktadır. Yapılan analizlerde satın alma maliyeti ve taşıma maliyeti en önemli iki kriter olarak tespit edilmiştir. Ağırlığı en düşük olarak son sırada değerlendirilen kriter ise bertaraf maliyeti olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak, bu çalışma, işletmelerin çevresel ve yasal yükümlülüklerini yerine getirirken aynı zamanda operasyonel verimliliklerini artırmalarına yardımcı olacaktır.

Bu çalışma gelecekte birçok yeni çalışmaların yapılmasına olanak sağlar. Kriter ağırlıklarının AHP yöntemi dışında ANP gibi yöntemler ile değerlendirilmesi bir gelecek çalışma önerisidir. Bunun yanı sıra TOPSIS, PROMETHEE gibi seçim algoritmaları kullanılarak belirlenen kriter ağırlıkları ile alternatif atıkların değerlendirilmesi umut verici bir gelecek çalışma olacaktır.

KAYNAKÇA

Aka, D. Ç. (2021). Endüstriyel atık geri dönüşümünde etkili olan karar kriterlerinin bwm ile değerlendirilmesi: plastik, cam ve çelik endüstrisinde uygulama. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (31), 390-398.

Akin, C. S. (2007). *Sağlık ve sağlık harcamalarının ekonomik büyüme üzerine etkisi: Türkiye'de sağlık sektörü ve harcamaları* (Master's thesis, Sosyal Bilimler Enstitüsü).

Aydoğdu, İ., & Çobanoğlu, N. (2006). Tıbbi atıkların yönetimi, toplanması, taşınması ve bertarafında yerel yönetimler tarafından uyulacak esaslar.

Das, S., & Bhattacharyya, B. K. (2015). Optimization of municipal solid waste collection and transportation routes. *Waste Management*, 43, 9-18.

Demirarslan, K. O., & Başak, S. (2018). Doğu Karadeniz Bölgesi illeri katı atık yönetimi. *Ulusal Çevre Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1(3), 117-132.

Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. R. (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological Economics*, 50(3-4), 233-247.

Eriksson, M., Strid, I., & Hansson, P. A. (2016). Food waste reduction in supermarkets–Net costs and benefits of reduced storage temperature. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, 73-81.

Ertaş, H., & Güden, M. A. (2019). Hastanelerde Tıbbi Atık Yönetimi. *Sosyal Araştırmalar ve Yönetim Dergisi*, (1), 53-67.

Felek, S., Yurdakul, Y., & Aladağ, Z. (2007). Mobil İletişim Sektöründe Pazar Paylaşımının Tahmininde Ahp Ve Anp Yöntemlerinin Kiyaslamasi. *Endüstri Mühendisliği Dergisi*, 18(1), 6-22.

Ghose, M. K., Dikshit, A. K., & Sharma, S. K. (2006). A GIS based transportation model for solid waste disposal–A case study on Asansol municipality. *Waste management*, 26(11), 1287-1293.

Gopalakrishnan, P. K., Hall, J., & Behdad, S. (2021). Cost analysis and optimization of Blockchain-based solid waste management traceability system. *Waste Management*, 120, 594-607.

Gündüzalp, A. A., & Güven, S. (2016). Atık, çeşitleri, atık yönetimi, geri dönüşüm ve tüketici: Çankaya belediyesi ve semt tüketicileri örneği. *Hacettepe Üniversitesi Sosyolojik Araştırmalar E-Dergisi*, 9(1), 1-19.

Hasanov, P., Jaber, M. Y., Zaroni, S., & Zavanella, L. E. (2013). Closed-loop supply chain system with energy, transportation and waste disposal costs. *International Journal of Sustainable Engineering*, 6(4), 352-358.

Işıldar, A. (2018). *Çok kriterli karar verme yöntemleriyle katı atık bertaraf yöntemi seçimi* (Master's thesis, Pamukkale Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü).

Kaçtıoğlu, S., & Şengül, Ü. (2011). Erzurum kenti ambalaj atıklarının geri dönüşümü için tersine lojistik ağı tasarımı ve bir karma tamsayılı programlama modeli. *Atatürk Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Dergisi*, 24(1), 89-112.

Karasu, A. (2013). *Çevresel atıklar, nedenleri, çevresel atıkların geri dönüştürülmesi ve yenilenebilir enerji olanaklarının*

araştırılması (Master's thesis, Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü).

Koushki, P. A., Al-Duaij, U., & Al-Ghimlas, W. (2004). Collection and transportation cost of household solid waste in Kuwait. *Waste management*, 24(9), 957-964.

Kılıç, M. Y., & Tüylü, M. (2019). Bursa'daki Atık Döküm Kumlarının Endüstriyel Simbiyo İle Hazır Beton Üretiminde Ham Madde Olarak Kullanımı. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 24(1), 99-110.

Kızıldemir, Ö., & Sandıkcı, M. (2017). Otel İşletmelerinde Kati Atık Yönetimi: Ön Büro Departmanındaki Uygulamalara Yönelik Bir Araştırma. *Turar Turizm ve Araştırma Dergisi*, 3(2), 42-69.

Korkmazer, C., Aktar Demirtaş, E., & Erol, D. (2016). Çok ölçütlü karar verme yöntemleri ile atık bertaraf firması seçimi. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences*, 22(4).

Önder, E., Önder, G., Kuvat, Ö., & Taş, N. (2014). Identifying the importance level of factors influencing the selection of nursing as a career choice using AHP: Survey to compare the precedence of private vocational high school nursing students and their parents. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 122, 398-404.

Özcan, E. C., Ünlüsoy, S., & Eren, T. (2017). A combined goal programming–AHP approach supported with TOPSIS for maintenance strategy selection in hydroelectric power plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 78, 1410-1423.

Pour, N., Webley, P. A., & Cook, P. J. (2018). Potential for using municipal solid waste as a resource for bioenergy with carbon capture and storage (BECCS). *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 68, 1-15.

Saaty, T. (1980, November). The analytic hierarchy process (AHP) for decision making. In *Kobe, Japan* (Vol. 1, p. 69).

Saaty, T. L. (1994). How to make a decision: the analytic hierarchy process. *Interfaces*, 24(6), 19-43.

Saltabaş, F., Soysal, Y., Yıldız, Ş., & Balahorli, V. (2009). Evsel katı atık termal bertaraf yöntemleri ve İstanbul'a uygulanabilirliği. *Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu’nda sunulan bildiri, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye*, 15-17.

Ulucak, R., & Erdem, E. (2014). Çevre-İktisat İlişkisi Ve Türkiye’de Çevre Politikalarının Etkinliği. *Akademik Araştırmalar ve Çalışmalar Dergisi (AKAD)*, 4(6), 78-98.

Wu, H., Tao, F., & Yang, B. (2020). Optimization of vehicle routing for waste collection and transportation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(14), 4963.

BÖLÜM III

Karayolu Taşımacılığında Yakıt Tüketiminden Kaynaklanan Karbon Ayak İzinin Hesaplanması: Ankara İli Örneği

Ali Kemal TOPALOĞLU¹

Giriş

Özellikle sanayi devrimi sonrasında teknolojik gelişmeler, sanayileşme, yaşam kalitesinin iyileşmesi, çok fazla enerji taleplerinin ortaya çıkması ve yoğun nüfus artışı sera gazı konsantrasyonlarını önemli derecede artmasına sebep olmaktadır (Kurnuç Seyhan & Çerçi, 2022). Atmosferdeki karbondioksit konsantrasyonu sanayi devrimi öncesinde 275 ppm iken, 1999 yılında önemli derecede artarak 367 ppm değerine yükselmiştir. Günümüzde ise, karbondioksit emisyonu 400 ppm'den daha yüksek değerlere ulaşmaktadır. Bilim insanlarının yapmış oldukları çalışmalarda, karbondioksit konsantrasyonunun 550 ppm değerine yükselmesiyle birlikte sıcaklık değerlerinin 1,4-4,5°C aralığında yükseleceğini tahmin etmektedirler (Argun & ark., 2019). Böylece,

¹ Dr., Zonguldak Bülent Ecevit Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Zonguldak/Türkiye, Orcid 0000-0002-6221-8836, alikemal.topaloglu@beun.edu.tr.

sera gazının artması önemli derecede iklim deęiřiklięini etkileyecektir. Sonuç olarak iklim deęiřiklięini tehdit eden sera gazı miktarını dūřürmek için, sūrdūrūlebilir geliřmiř amaçlarda geliřmiř ve geliřmekte olan ūlkeler çalıřmaktadırlar (Asongu & Odhiambo, 2019; Danish & ark., 2020). Sera gazı emisyonu genellikle nūfus artıřından, antropojenik aktivitelerden, fosil yakıtların tūketiminden, yeřil alanların bařka amaçlar için dūnūřtūrūlmesinden kaynaklanmaktadır (Nurjani & ark., 2021).

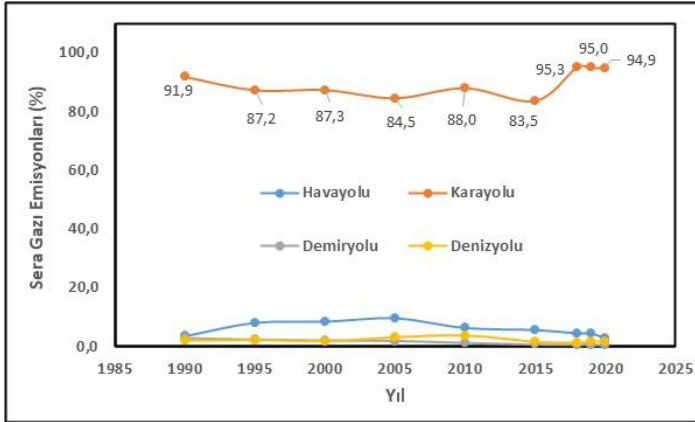
Sera gazının konsantrasyonunun artmasına en çok sebep olan sera gazları karbondioksit (CO₂), metan (CH₄), nitröz oksit (N₂O), hidrofolorokarbon (HFC), perflorokarbon (PFC) ve kūkūrt hekzaflorid (SF₆) gazlarıdır (Bıyık & Civelekoęlu, 2016). CO₂ gazı dięer sera gazlarıyla karřılařtırıldıęında, toplam sera gazı içeresindeki oranı yaklaşık olarak %80 dir (Polat Bulut, 2023). Bu yūzden karbondioksit oranı dięer gazların oranından çok yūksek olmasından dolayı sera etkisinin meydana gelmesinde en etkili gaz olarak gōrūlmektedir (Dulkadiroęlu, 2018; Dūndar & Kolay, 2021).

CO₂ emisyonu ūretiminde tařımacılık sektōrū önemli bir yer almaktadır (Dūndar & Kolay 2021). Ulařım sektōrū, ulařım taleplerini karřılayabilmek için geliřmiř ve geliřmekte olan ūlkelerde yoęun bir řekilde artmaktadır. Bunun sonucunda sera gazı emisyonunu artırmakta ve birçok ūlkede sorun oluřurmaktadır (Bıyık & Civelekoęlu, 2016b).

Tařıma sektōrū enerji tūketiminde toplam enerji sektōrünün yaklaşık %28'ini oluřurmaktadır (Gūrbūz & ark., 2021). Bōylece sera gazı miktarının artmasında önemli derecede sebep olmaktadır. Őrneęin, 2015 yılında kūresel tařıma sektōrū yaklaşık olarak 31310 TWh enerji tūketerek yaklaşık %14 sera gazı emisyonuna sebep olmuřtur (Khalili & ark., 2019). Bu yūzden tařıma sektōrū tarafından

kaynaklanan enerji tüketimi ve sera gazı emisyonlarının değerlendirilmesi insan sağlığı ve çevresel açıdan önemlidir. (Manigandan & ark., 2021; Gürbüz & ark., 2021). Dünyada ve Türkiye’de taşıma sektörleri arasında en fazla sera gazı emisyonuna sebep olan kara taşımacılığıdır.

Türkiye’de taşıma sektörünün sebep olduğu sera gazı emisyonunun enerji sektörü içindeki oranı %22,2 dir. Ayrıca taşıma sektörünün ulusal toplam emisyondaki oranı %15 dir. (Algedik & ark., 2016). TÜİK tarafından verilen sera gazı verilerine göre, 1990 yılından beri kara yolu ulaşımından kaynaklanan sera gazı emisyonu havayolu, demir yolu ve deniz yolu emisyonlarından çok daha büyük bir emisyon oluşturduğu görülmektedir (Şekil 1). Şekil 1’de, 2020 yılı sera gazı verilerinde, karayolu taşımacılığından kaynaklanan CO₂ emisyonun diğer taşıma türleri arasındaki oranının % 94,9 olduğunu görülmektedir (T. C Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2023).



Şekil 1. Türkiye’de ulaştırma sektörlerinde yıllara göre sera gazı değişimi yüzdeleri (Kaynak: T. C Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2023).

Türkiye’de dizel araçlardan kaynaklanan karbondioksit emisyonu diğer yakıtlı araçlardan (benzin, LPG, elektrikli-hibrit) oldukça fazladır. Özellikle 2011 yılı sonrası dizel yakıttan kaynaklanan emisyonda önemli bir artış olduğu görülmektedir. 2011 yılında dizel yakıttan kaynaklanan sera gazı emisyonu 27035 Kt CO₂ iken, 2015 yılında 53169 Kt CO₂ değerine ulaşmıştır. 2011 yılına göre dizelden kaynaklanan karbon ayak izi miktarında %97’lik artış olmuştur (Bıyık & Civelekoğlu, 2016). Son yıllarda araç sayılarında ve dizel araç sayılarında artış karayollarındaki karbondioksit emisyonunu artırmaktadır. Ayrıca litre başına karbondioksit emisyonlarına bakıldığında dizel araçlı yakıtın 2,7 CO₂/L, benzin araçlı yakıtın 2,5 CO₂/L ve LPG araçlı yakıtın 1,6 CO₂/L değerine sahip olduğu görülmektedir (Dündar & Kolay, 2021). Sonuç olarak son yıllarda dizel yakıtlı araçların sayısındaki artış dizel yakıt kullanımını ve dizel kaynaklı karbondioksit emisyonunu artırmıştır.

Ulaştırma sektörünün oluşturduğu sera gazını azaltmak için, T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı’nın iklim değişikliği nedenlerini açıkladığı raporda çözüm önerileri sunulmuştur. Bu çözüm önerileri; toplu taşıma araç kullanımının artırılması, yük taşımacılığı sırasında deniz yolu ve demiryolu kullanımının artırılması, şehir ulaştırma ve planlarının hazırlanması, yakıt kalitesinin geliştirilmesi, araç parklarındaki eski model taşıtların trafikten çekilmesi ve ortalama araç yaşının düşürülmesi, araçlarda yeni motor teknolojilerinin kullanılması gibi önerilerle karbon ayak izi miktarının azaltılması planlanmaktadır (Çalışkan & ark., 2017; Bıyık & Civelekoğlu, 2016).

Bu çalışmada, karayolu taşımacılığından kaynaklanan karbon ayak izinin üzerine yapılan bilimsel çalışmaların türleri (makale, konferans makalesi, derleme, kitap bölümü ve not)

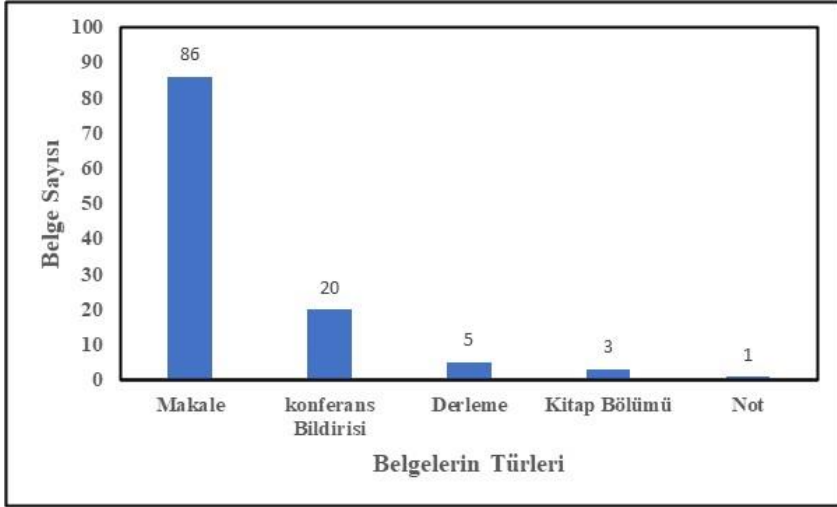
araştırılmıştır ve yıllar içerisindeki makale sayılarının değişimi “Bibliyometrik Analiz” kullanılarak araştırılmıştır. Çalışmanın devamında Karbon ayak izinin “Tier 1” yöntemine göre nasıl hesaplandığını göstermek amacıyla örnek il olarak nüfusa göre motorlu taşıt sayısının en yoğun olduğu illerden biri olan Ankara ili seçilmiştir. Bu il için 2015-2022 yılları dahil olmak üzere karbon ayak izi hesaplanmıştır ve karayolu taşımacılık sektörü tarafından kaynaklanan karbon ayak izinin yıllara göre değişimi araştırılmıştır. Bulunan sonuçlara göre karbon ayak izinin karayolu taşımacılığında azaltılması için nelerin yapılması gerektiği önerilmiştir.

Bibliometric Analysis

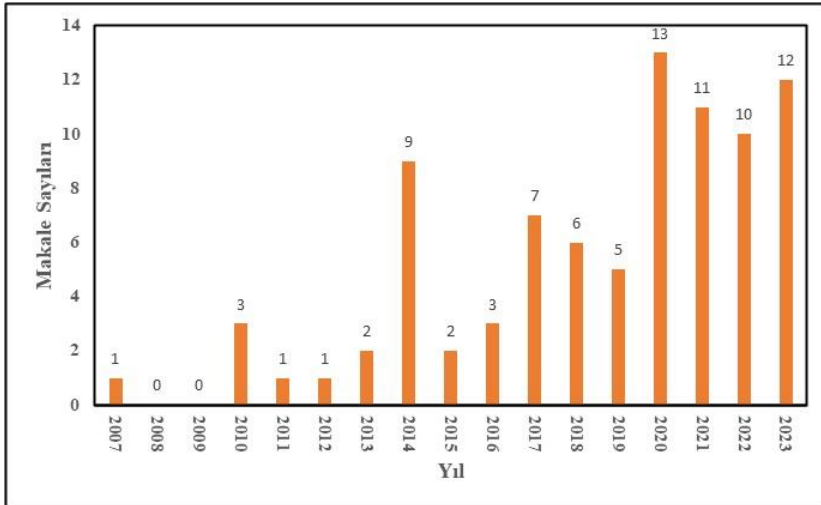
Son yıllarda taşıma sektöründen kaynaklanan CO₂ emisyonu üzerine yapılan bilimsel çalışmaların oldukça fazla ilgi çektiği bibliometric analiz sonucundan da görülmektedir. Bibliyometrik analizde, Ocak 2024 yılına kadar ortaya çıkan karayolu taşımacılığında kaynaklanan karbon ayak izine ilişkin bilimsel belgelere (makale, konferans bildirisi, derleme, kitap bölümü ve not) ulaşmak için “scopus” veritabanına eklenen anahtar kelimeler "karayolu taşımacılığı (road transport)" ve "karbon ayak izi (carbon footprint)" yazılmış ve araştırılmıştır. Ayrıca araştırma yapılırken scopus yayın dili olarak İngilizce seçilerek gerçekleştirilmiştir.

Şekil 2’de 2024 yılına kadar 86 makale, 20 konferans bildirisi, 5 derleme, 3 kitap bölümü ve 3 tane de not yayınlanmıştır. Tüm dokümanlar arasında %74 ile en fazla makale yayını yapılmıştır (Şekil 2). Şekil 3’de makalelerin yıllara göre dağılımı verilmiştir. Özellikle 2020 yılında ve daha sonrasında yayınlanmış makale sayısında dikkat çekici bir artış görülmektedir ve 2020-2023 arasındaki makaleler tüm zamanlara oranı %53 dür. Sonuç olarak

son yıllarda karayolu taşımacılığında kaynaklanan karbon emisyonu üzerine bilimsel çalışmaların arttığı görülmüştür.



Şekil 2. Scopus’da 2024 yılına kadar yapılan bilimsel çalışmaların belge türlerine (makale, konferans bildirisi, derleme, kitap bölümü, not) göre dağılımı.



Şekil 3. Scopus’da 2024 yılına kadar yapılan makale sayılarının yıllara göre dağılımı.

Literatür Araştırması

Toplam sera gazı emisyonuna sebep olan sektörler arasında karayolu taşımacılık sektörü önemli bir sera gazı potansiyeline sahiptir. Literatürde yapılan çalışmaların çoğu karayolu taşımacılığından kaynaklanan sera gazı emisyonu konusu üzerinedir. Son yıllarda sadece uluslararası değil aynı zamanda ulusal literatürde de karayolu taşımacılığı ile ilgili yapılan çalışmaların sayısında önemli bir artış olduğu görülmektedir. Bu yüzden bu bölümde yapılan bazı ulusal ve uluslararası çalışmalardan kapsamlı olarak bahsedilmiştir.

(Tongwane & ark., (2015) Güney Afrika ülkesi için, 2000-2009 yılları arasında dönem dikkate alınarak Tier 2 methodu kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. Güney Afrika için 2000 yılında sera gazı emisyonu değeri 34,8 MtCO₂ iken 2009 yılında 43,9 MtCO₂ değerine ulaştığını bulmuştur. Ayrıca, Güney Afrika'da otomobiller ve kamyonlar, karayolu taşımacılığından kaynaklanan toplam emisyonların %70,6'sını oluşturduğunu bulmuşlardır.

(Bharadwaj & ark., 2017) Hindistan da yer alan Mumbai şehrindeki karbondioksit emisyonunu 2014 yılını dikkate alarak Tier 1 ve Tier 2 methodları kullanarak hesaplamıştır. Mumbai şehri Hindistan da en büyük kentsel yığılma olarak kabul edilir ve dünyanın en büyüklerinden biridir. Bu şehir için Karbondioksit emisyon değerleri, Tier 1 yöntemi için 19065 ton CO₂/gün ve Tier 2 methodu için 12445 ton CO₂/gün olarak bulmuşlardır.

Bıyık & Civelekoğlu, (2016) Isparta ili için, 2010-2016 yılları arasında Tier 1 ve Tier 2 methodları kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. Tier 1 yöntemine göre, karbon ayak izi

miktarının 2010 yılında 351,90 Gg CO₂ iken 2016 yılında %34 artarak 471,84 Gg CO₂ olduğunu bulmuştur. Tier 2 yöntemine göre 2010 yılında 1605 Gg CO₂ iken 2016 yılında artarak 2292Gg CO₂ değerine ulaştığını bulmuşlardır.

Baycan & Zengin, (2021) İzmir ilinde 2018 yılındaki otomobil kaynaklı karbon ayak izi IPCC Tier-1 methodu kullanılarak hesapladı. Bu çalışmada 2018 yılında benzin, dizel ve LPG yakıt kullanan toplam 821391 otomobilin 1857845 ton CO₂ ürettiği bulunmuştur. Ayrıca otomobiller için yakıt türleri arasında benzinin % 27, LPG'nin %40 ve dizel yakıtın % 33 oran ile CO₂ emisyonu oluşturduğunu bulmuşlardır.

Cüce & Uğur, (2021) Nevşehir ili için, 2015-2020 yılları arasında sadece Mart-Ekim ayları arasındaki dönem dikkate alınarak Tier 1 methodu kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. 2015 yılında sera gazı emisyonu değeri 255,5 Gg CO₂ iken 2020 yılında 377,0 Gg CO₂ değerine ulaşmıştır. Bu yıllar arasında en yüksek emisyon değeri 2018 yılında 572,5 Gg CO₂ olarak bulunmuştur. Çalışmanın devamında Covid 19 pandemisinin karayolu taşımacılığında sera gazı emisyonu üzerine etkisi incelenmiştir. Covid 19 pandemisinin 2020 yılında Mart-Ekim ayları arasındaki dönemde daha önceki senelere göre sera gazı emisyonunda düşüş olduğu bulunmuştur. Nisan ve Mayıs aylarında 2019 yılındaki aynı aylarla karşılaştırıldığında önemli derecede azaldığı fakat 2021 yılındaki aynı aylarda tekrar arttığı görülmektedir.

Dündar & Kolay, (2021) Konya ili için, 2010-2018 yılları arasında Tier 1 methodu kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. 2010 yılında sera gazı emisyonu değeri 1854,14 Gg CO₂ iken 2018 yılında %87'lik artış ile 3459,37 Gg CO₂ değerine

ulaşmıştır. Ayrıca bu yıllarda yakıt türleri arasında sera gazı emisyonuna en çok sebep olan dizel yakıt türünün olduğunu bulmuşlardır.

Yalili Kiliç & ark., (2021) Çanakkale ili için, 2015-2018 yılları arasında Tier 1 ve Tier 2 methodları kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. Karbon ayak izi miktarının 2015 yılında 701,435 Gg CO₂ iken 2018 yılında artarak 752,536 Gg CO₂ olduğunu bulmuştur. Tier 2 yöntemine göre 2015 yılında 686,85 Gg CO₂ iken 2018 yılında artarak 736,89 Gg CO₂ değerine ulaştığını bulmuşlardır.

Kumaş & ark., (2022) Afyonkarahisar ili için, 2017-2021 yıllarında Tier 1 yöntemi kullanılarak karayolu taşımadan kaynaklanan karbon ayak izini hesaplamışlardır. Sera gazı emisyonunun 2017 yılında 1239,85 değerinden 2021 yılında 1117,60 Gg CO₂ değerine düştüğünü bulmuşlardır. Ayrıca bu yıllarda yakıt türleri arasında sera gazı emisyonuna en çok sebep olan dizel yakıt türünün olduğunu bulmuşlardır.

Polat Bulut, (2023) Sivas ili için, 2015-2021 yılları arasında Tier 1 ve Tier 2 methodları kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. Tier 1 yöntemine göre, karbon ayak izi miktarının 2015 yılında 546 Gg CO₂ iken 2021 yılında 680 Gg CO₂ olduğunu bulmuştur. Tier 2 yöntemine göre 2015 yılında 541 Gg CO₂ iken 2016 yılında artarak 673 Gg CO₂ değerine ulaştığını bulmuşlardır. Ayrıca Tier 1 ve Tier 2 yöntemine göre yakıt türünden kaynaklanan en fazla karbondioksit emisyonu dizel yakıttan kaynaklanmaktadır ve sırasıyla %78,59 ve %71,53 olduğunu bulmuştur.

Timuralp & ark., (2023) Eskişehir ili için, 2011-2021 yılları arasında Tier 1 methodu kullanılarak karbon ayak izini

hesaplamışlardır. 2011 yılında sera gazı emisyonu değeri 867,6 Gg CO₂ iken 2021 yılında %45,5'lik artış ile 1271,1 Gg CO₂ değerine ulaşmıştır. Bu yıllar arasında en yüksek emisyon değeri 2017 yılında 1406,6 Gg CO₂ olarak bulunmuştur. Ayrıca bu yıllarda yakıt türleri arasında sera gazı emisyonuna en çok sebep olan dizel yakıt türünün olduğunu bulmuşlardır. Çalışmanın devamında Covid 19 pandemisinin karayolu taşımacılığında sera gazı emisyonu üzerine etkisi incelenmiştir. Covid 19 pandemisinin kısıtlaması olduğu 2020 Mart, Nisan ve Mayıs aylarında 2019 yılındaki aynı aylarla karşılaştırıldığında önemli derecede azaldığı fakat 2021 yılındaki aynı aylarda tekrar arttığı görülmektedir.

Seyitoglu, (2024) Karadeniz Bölgesinde yer alan iller için, 2013-2022 yılları arasında Tier 1 methodu kullanılarak karbon ayak izini hesaplamışlardır. Karadeniz Bölgesi'ndeki toplam karbondioksit emisyon miktarı 2013 yılında yaklaşık 6310 Gg CO₂ iken, 2022 yılında bu miktar artarak yaklaşık 9438 Gg CO₂ değerine ulaştığını bulmuştur.

Yukarıda yaralan çalışmalarda, Türkiye genelinde bazı şehirlerin yıllar itibariyle hesaplanan sera gazı emisyon değerleri görülmektedir. Hesaplamalarda daha çok yakıt tüketimine bağlı olarak hesaplanan Tier 1 yöntemi kullanılarak yapılmıştır. Bunun nedeni taşıt sayısına bağlı olarak hesaplanan Tier 2 yönteminde araç türlerinin (otomobil, minibüs, otobüs, kamyonet, kamyon, motosiklet) sayısının bilinmesindeki zorluklardır ve genellikle araç türlerinin sayıları Türkiye ortalaması alınarak istatistiksel olarak hesaplanmaktadır. Bu çalışmada, nüfusa bağlı motorlu taşıt sayısının en yoğun olduğu illerden biri olan Ankara ilinde 2015-2022 yılları dahil karayolu taşımacılık sektörü tarafından

kaynaklanan karbondioksit emisyon değerleri her bir yakıt türleri için Tier 1 yöntemi kullanılarak hesaplanacak ve analiz edilecektir.

2. Materyal ve Metot

2.1. Çalışma Alanı ve Metot

Bu Çalışmada, Ankara ili için karayolu taşımacılığından kaynaklanan karbondioksit salınımı, Hükümetler arası İklim Değişikliği Paneli (IPCC) tarafından Tier1 yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır.

1.1.1. Tier 1 Yöntemi ve Hesaplaması

Tier 1 yakıt temelli bir yöntemdir. Çünkü tüm yakıt kaynaklarından kaynaklanan emisyonlar, ulusal enerji istatistiklerinden sağlanan tüketilen yakıt miktarına ve emisyon ortalama emisyon faktörlerine göre tahmini yapılmaktadır (Bıyık & Civelekoğlu, 2016; Polat Bulut, 2023). Tier 1 yöntemine göre yanma sonucu meydana gelen emisyonlar, tüketilen yakıt miktarı ve yakıt türü ile ilgili emisyon faktörleri dikkate alınarak hesap yapılmaktadır (Bıyık & Civelekoğlu, 2016; Polat Bulut, 2023). Tier 1 yöntemi kullanılarak her bir yakıt türü için (benzin, mazot, LPG) 4 aşamada karbondioksit emisyonu (Gg C) hesaplanabilmektedir.

Aşama1: Enerji tüketimi değeri (TJ), yakıt tüketimi değeri (t) ile dönüşüm faktörü değeri (TJ/Kt) çarpılarak hesaplanmaktadır.

Aşama 2: Karbon içeriği değeri (Gg C), karbon emisyon faktörü değeri(tC/TJ) ile enerji tüketimi değeri (TJ) çarpılarak hesaplanılmaktadır.

Aşama 3: Karbon emisyonu değeri (Gg C), karbon içeriği değeri (Gg C) ile karbon oksitleme oranı çarpılarak bulunmaktadır.

Karbon oksitleme oranı benzin, dizel ve LPG araçlar için 0,99 olarak alınmıştır (IPCC, 2006; Polat Bulut, 2023).

Aşama 4: Karbondioksit Emisyonu değeri (Gg C), karbon emisyonu (Gg C) ile molekü ağırlığı oranı çarpılarak bulunmaktadır.

Tier 1 yönteminde kullanılan yakıt türüne göre dönüşüm faktörü, karbon emisyon faktörü, ve karbon oksitleme oranı Tablo 1’de verilmiştir.

Tablo 1. Tier 1 yönteminde kullanılan yakıt türüne göre dönüşüm ve karbon emisyon faktörleri

Yakıt Türü	Dönüşüm Faktörü (Tj/kt)	Karbon Emisyon Faktörü (tC/Tj)
Benzin	44,3	18,90
Dizel	43,0	20,20
LPG	47,3	17,20

Kaynak: IPCC, 2006; Polat Bulut, 2023.

Tablo 2’de Ankara ili için yıllık olarak yakıt türlerine göre yakıt tüketim miktarları verilmiştir. Tablo 2’deki 2015 yılından 2022 yılına kadar olan benzin, motorin ve LPG yakıt tüketim verileri EPDK’dan alınmıştır. Tablo 2’deki veriler kullanılarak, Tier 1 yöntemine ait yukarıda belirtilen aşamalar takip edilerek karbondioksit emisyonunu hesaplanmıştır.

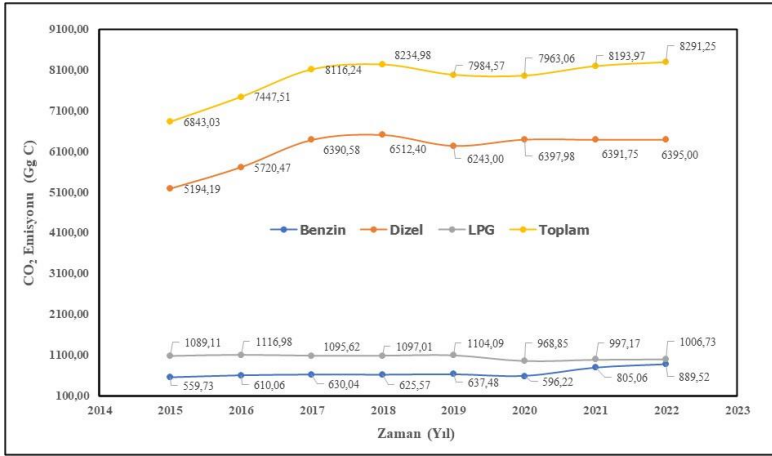
Tablo 2. Ankara ili için Karayolu yakıt tüketimleri

Yıllar	Benzin (ton)	Motorin (ton)	LPG (ton)	Toplam (ton)
2015	184164,00	1647371,000	368788,00	2200323,000
2016	200725,65	1814282,85	378222,94	2393231,434
2017	207298,93	2026813,23	370992,65	2605104,816
2018	205826,660	2065451,205	371462,823	2642740,688
2019	209747,122	1980007,454	373859,305	2563613,881
2020	196171,669	2029160,351	328066,644	2553398,664
2021	264883,611	2027183,283	337654,507	2629721,401
2022	292673,046	2028214,183	340893,100	2661780,329

Kaynak: EPDK EPDK, 2015; EPDK, 2016; EPDK, 2017; EPDK, 2018; EPDK, 2019; EPDK, 2020; EPDK, 2021; EPDK, 2022.

Bulgular

Şekil 4’de Tier 1 yöntemine göre hesaplanan yıllık olarak CO₂ emisyonu değerleri her bir yakıt türü (benzin, dizel, LPG) için ve toplam yakıt türü için verilmiştir. 2015-2022 yılları arasında en düşük CO₂ emisyonu 2015 yılında 6843,03 Gg CO₂ olarak en yüksek ise 2022 yılında 8291,25 Gg CO₂ olarak bulunmuştur. Ayrıca bu yıllar süresince, dizel yakıttan kaynaklanan CO₂ emisyonunun (5194,19-6397,98 Gg CO₂) diğer yakıt türlerine göre çok daha fazla olduğu görülmektedir.



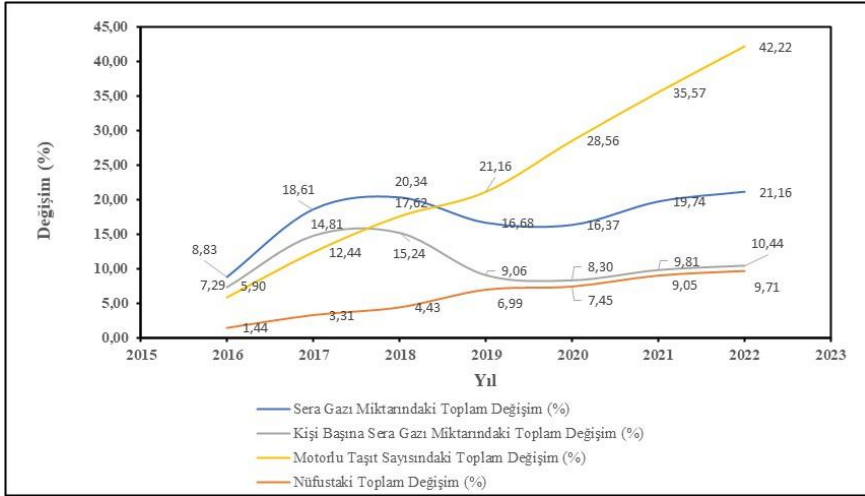
Şekil 4. Tier 1 yöntemine göre hesaplanan CO₂ emisyon değerleri (Gg CO₂).

Toplam CO₂ emisyonunun bir önceki yıla göre yıllık değişiminin en fazla 2017 yılında % 8,98 değişim oranı artışı ile olmuştur (Tablo 3). Bu artışın sebebi bu yılda nüfusta sadece %1,84 (Tablo 3) artış gözlenmesine rağmen, motorlu taşıt sayısında %6,17 artış hızı görülmesi olabilir (Tablo 3).

Tablo 3. Ankara ili için yıllık karayolu taşımacılığında kaynaklanan sera gazı miktarındaki toplam değişim, motorlu taşıt sayısındaki toplam değişim ve nüfustaki toplam değişim.

Yıl	Toplam Sayı			Yıllık Değişim (%)		
	Nüfus	Motorlu Taşıt	CO ₂ emisyonu (Gg CO ₂)	Nüfus	Motorlu Taşıt	CO ₂ emisyonu
2015	5270575	1678731	6843,031			
2016	5346518	1777756	7447,507	1,44	5,90	8,83
2017	5445026	1887491	8116,244	1,84	6,17	8,98
2018	5503985	1974577	8234,984	1,08	4,61	1,46
2019	5639076	2033935	7984,571	2,45	3,01	-3,04
2020	5663322	2158111	7963,056	0,43	6,11	-0,27
2021	5747325	2275927	8193,973	1,48	5,46	2,90
2022	5782285	2387460	8291,247	0,61	4,90	1,19

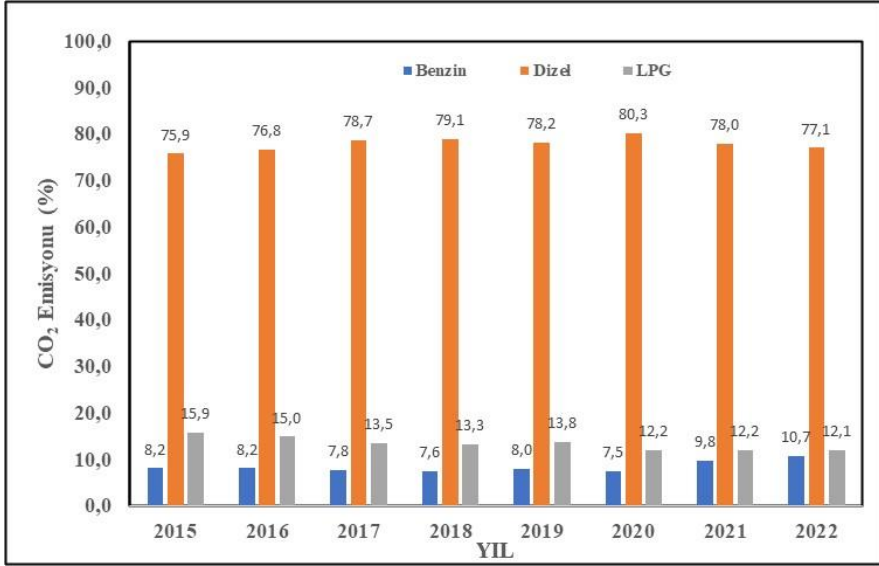
Şekil 5’de, toplam CO₂ emisyonu 2015 yılından 2022 yılına kadar %21,16 artış göstermiştir. Oysaki bu değişim motorlu taşıt sayısında çok daha fazladır (% 42,22). Nüfus artışı 2015 yılından 2022 yılına kadar lineer olarak arttığı görülmüştür ve nüfus artışı 2022 yılında 2015 yılına göre değişim %9,71 dir. Kişi başına CO₂ emisyonu ise 2015 yılından 2018 yılın kadar %15,24’lük bir artış göstermiştir ve daha sonra 2022 yılında 2015 yılına göre %10,44 olmuştur (Şekil 5).



Şekil 5. 2015 yılına göre diğer yıllardaki sera gazı miktarındaki toplam değişim, kişi başına sera gazı miktarındaki toplam değişim, motorlu taşıt sayısındaki toplam değişim ve nüfustaki toplam değişim.

Şekil 6’da benzin, dizel ve LPG yakıt türlerinin oluşturmuş oldukları CO₂ emisyonunun yüzdesel olarak dağılımı görülmektedir. Şekil 6’da görüldüğü gibi dizel yakıtı 2015-2022 yılları arasında %75’den fazla CO₂ emisyonuna sahip olduğu bulunmuştur ve diğer yakıtların CO₂ emisyonlarından oldukça yüksektir. Bunun sebebi dizel yakıtının diğer yakıt türlerine göre daha fazla miktarda kullanılmasıdır (Tablo 2). Benzin yakıtının ise en düşük CO₂

emisyonuna sahip olduğu bulunmuştur. Ayrıca benzer sonuçlar daha önce yapılmış çalışmalarda da görülmüştür. Örneğin, Polat Bulut, (2023) Sivas ili için Tier 1 yöntemi kullanarak yapmış olduğu çalışmada il çevresinde motorin kullanımının yüksek olmasından dolayı motorin yakıtının en yüksek karbondioksit emisyonuna sebep olduğunu bulmuştur.



Şekil 6.Tier 1 yöntemine göre 2015-2022 yılları arasında hesaplanan CO₂ emisyonunun yakıt türlerine bağlı olarak yüzdeleri (%).

Sonuç ve Öneriler

Karayolu taşımacılığında kaynaklanan karbondioksit emisyonunu çevre kirliliği açısından önemli bir problem oluşturmaktadır. Son zamanlarda literatürde bu konu üzerine yapılan çalışmaların sayısı artmıştır. Biblometrik analiz sonuçlarına göre 2020-2023 yılları arasında 46 makale yapılmıştır ve tüm zamanlara oranı % 53 olarak bulunmuştur. Bu çalışmada, Ankara ili için karayolundan kaynaklanan karbon ayak izi 2015-2022 yılları

dahil Tier 1 yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır. 2015-2022 yılları arasında yakıt türleri ve motorlu taşıt türlerinin yaydıkları karbondioksit salınımları açısından birbirleri ile karşılaştırılmıştır. Karbondioksit emisyon değeri en yüksek 2022 yılında 8291,25 Gg CO₂ olduğu bulunmuştur. Yine Tier 1 yöntemine göre 2015 ve 2022 yıllarında yakıtların birbirleri arasındaki karbondioksit emisyonu oranına göre en yüksek emisyon oranı %75,9'den %80,3 arasında değişim ile dizel yakıttan kaynaklandığı bulunmuştur. Ankara ili kişi başına düşen araç sayısı açısından Türkiye'deki illerle karşılaştırıldığında en yoğun araç sayısına sahip bir il olması bakımından önemlidir. Araç yoğunluğunu başlıca sebepleri ülkenin başkenti olması, önemli bir ticaret merkezi ve ilin kendi sanayi üretim potansiyelinden kaynaklanmaktadır. Ülke genelinde olduğu gibi yıllar geçtikçe hem nüfus sayısı hem de araç sayısı artış göstermiştir. Araç sayısındaki artış yakıt tüketimini artırmaktadır. Bunun sonucunda sera gazı emisyonunda önemli bir artışa sebep olmaktadır.

Ekonomik ve toplumsal süreçlerin sürdürülebilirliği için çevreyi önemli derecede tehdit eden taşıma sektörü için önlemler alınması gerekmektedir. Karayolu ulaşımından kaynaklı karbondioksit salınımının azaltılması için aşağıda bazı çözüm önerileri sunulmuştur.

- Otomobil yakıtı olarak kullanılan dizelin çevreye benzin ve LPG yakıtlarına göre daha fazla karbondioksit emisyonu vermektedir. Bunun azaltılması için dizel yakıt kullanan araçlar yerine benzin, LPG, hibrit araçlar ve elektrikli araçların kullanımının daha fazla teşvik edilmesi gerekmektedir.

- Kişisel otomobillerin kullanımı yerine mümkünse toplu taşıma araçlarının kullanılması tercih edilmelidir.
- Kısa mesafeli gidilecek yerlere uygunsa bisiklet veya yürüyerek gidilmelidir.
- Eski taşıtların trafikten kaldırılmalıdır.
- Araç içi teknolojilerdeki gelişmeler yakıt tüketiminin azaltılmasına da katkı sağlamaktadır. Daha küçük boyutlu araçların geliştirilmesi, araç yapımında hafif malzemelerin kullanılması ve lastik performansında iyileştirmeler yapılarak yakıt tüketimi azaltılabilir.
- Son yıllarda e-ticaretin artmasıyla birlikte ve teslimatın taşımacılık ile yapılmasından dolayı karbondioksit emisyonu artmaktadır. Bu teslimatın taşımacılık yerine mümkünse dron veya İHA (İnsansız Hava Aracı) gibi araçların kullanımı ile azaltılabilir.
- Karayolu kullanımını trafiğini azaltmak için demir yolu, deniz taşımacılığı gibi alternatif taşıma yolları kullanılarak taşıma çeşitliliği artırılmalıdır.
- Bazı meslek dalları için ofis ortamında çalışma yerine evde çalışma (working-from-home, WFH) politikası teşvik edilmelidir.

KAYNAKÇA

Algedik, Ö., Bayar, H.İ., Biçer B.E., Çelik, E., Keleş, M., Kocaman, H., & Talu, N. (2016) TBMM'nin İklim Değişikliği Politikasındaki Rolü, İngiltere Büyükelçiliği, Ankara (10.05.2024 tarihinde https://kureseldenge.org/wp-content/uploads/2016/08/TBMM_ve_iklim_degisikligi_politikaci_ozeti.pdf adresinden ulaşılmıştır).

Asongu, S. A., & Odhiambo, N. M. (2019). Inclusive development in environmental sustainability in sub-Saharan Africa: Insights from governance mechanisms. *Sustainable Development*, 27(4), 713–724. <https://doi.org/10.1002/sd.1936>.

Baycan, N., & Zengin, T. O. (2021). Determination of Carbon Footprint of Automobile Origin in Izmir City. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 642(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/642/1/012015>.

Bharadwaj, S., Ballare, S., Rohit, & Chandel, M. K. (2017). Impact of congestion on greenhouse gas emissions for road transport in Mumbai metropolitan region. *Transportation Research Procedia*, 25, 3538–3551. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.282>.

Bıyık, Y., & Civelekoğlu, G. (2016). Isparta İlinde Karayolu Kaynaklı Karbon Ayak İzinin Hesaplanması. *Bilge International Journal of Science and Technology Research*, 2020(2), 78–87.

Çalışkan, Z. D., Timur, M. C., & Üniversitesi, A. (2017). İklim Değişikliği ve Ulaşım Sektörü İlişkisinin Ekonometrik Analizi: Türkiye Örneği *Econometric Analysis of Climate Change and Transportation Sector Relation: The Case of Turkey*. <https://www.researchgate.net/publication/316166370>.

CÜCE, H., & UĞUR, O. (2021). Nevşehir İlinde Karayolu Ulaşımından Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonlarının Covid-19 Salgını Başlangıç Döneminde Değerlendirilmesi. Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi, 11(1), 118–134. <https://doi.org/10.31466/kfbd.885206>.

Danish, Zhang, J. W., Hassan, S. T., & Iqbal, K. (2020). Toward achieving environmental sustainability target in Organization for Economic Cooperation and Development countries: The role of real income, research and development, and transport infrastructure. Sustainable Development, 28(1), 83–90. <https://doi.org/10.1002/sd.1973>.

Dulkadiroğlu, H. (2018). Türkiye’de Elektrik Üretiminin Sera Gazı Emisyonları Açısından İncelenmesi. Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi. <https://doi.org/10.28948/ngumuh.369948>.

Dündar, A. O., & Kolay, A. (2021). Karayolu yük ve yolcu taşımacılığının çevresel sürdürülebilirlik bakımından değerlendirilmesi ve Konya ili sera gazı emisyonunun hesaplanması. Ömer Halisdemir Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi, 14(1), 317–334. <https://doi.org/10.25287/ohuiibf.786463>.

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2015a). Petrol piyasası sektör raporu 2015 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2015b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2015 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2016a). Petrol piyasası sektör raporu 2016 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2016b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2016 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2017a). Petrol piyasası sektör raporu 2017 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2017b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2017 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2018a). Petrol piyasası sektör raporu 2018 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2018b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2018 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2019a). Petrol piyasası sektör raporu 2019 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2019b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2019 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2020a). Petrol piyasası sektör raporu 2020 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2020b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2020 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2021a). Petrol piyasası sektör raporu 2021 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2021b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2021 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2022a). Petrol piyasası sektör raporu 2022 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-107/yillik-sektor-raporu> adresinden ulaşılmıştır).

Enerji Piyasası Düzenleme Kurumu (EPDK) (2022b). Sıvılaştırılmış petrol gazları (LPG) piyasası 2022 (01.04.2024 tarihinde <https://www.epdk.gov.tr/Detay/Icerik/3-0-108-1002/lpgyillik-sektor-raporlari> adresinden ulaşılmıştır).

Ergüç, R., Sarı, Y., & Argun, M. E. (2019). Konya/Selçuklu İlçesi Karbon Ayak İzinin Belirlenmesi. *Selcuk University Journal of Engineering ,Science and Technology*, 7(2), 287–297. <https://doi.org/10.15317/scitech.2019.199>.

Gürbüz, H., Şöhret, Y., & Ekici, S. (2021). Evaluating effects of the Covid-19 pandemic period on energy consumption and enviro-economic indicators of Turkish road transportation. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*. <https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1889077>.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Chapter 3. Intergovernmentel Panel on Climate Change, Paris.

Khalili, S., Rantanen, E., Bogdanov, D., & Breyer, C. (2019). Global transportation demand development with impacts on the energy demand and greenhouse gas emissions in a climate constrained world. *Energies*, 12(20). <https://doi.org/10.3390/en12203870>.

Kumaş, K., Yildirim, R., & Özhan AKYÜZ, A. (2022). Determining the Carbon Footprint of Transportation; The Case of Afyonkarahisar. *Türkiye, Techno-Science*, 5(2), 39–44. www.dergipark.gov.tr/sjmakeu.

Kurnuç Seyhan, A., & Çerçi, M. (2022). IPCC Tier 1 ve DEFRA Metotları ile Karbon Ayak İzinin Belirlenmesi: Erzincan Binali Yıldırım Üniversitesi'nin Yakıt ve Elektrik Tüketimi Örneği. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 26(3), 386–397. <https://doi.org/10.19113/sdufenbed.1061021>.

Manigandan, S., Thaloor Ramesh, P. K., Chi, N. T. L., & Brindhadevi, K. (2021). Early detection of SARS-CoV-2 without

human intervention to combat COVID-19 using drone technology. *Aircraft Engineering and Aerospace Technology*, 93(1), 85–88. <https://doi.org/10.1108/AEAT-06-2020-0120>.

Nurjani, E., Hafizha, K. P., Purwanto, D., Ulumia, F., Widyastuti, M., Sekaranom, A. B., & Suarma, U. (2021). Carbon Emissions from the Transportation Sector during the Covid-19 Pandemic in the Special Region of Yogyakarta, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 940(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/940/1/012039>.

Polat Bulut, A. (2023). Sivas İlinde Karayolundan Kaynaklanan Karbon Ayak İzini Belirlenmesi Determination Of Carbon Footprint Of Road Origin In Sivas City. In *Araştırma Makalesi Research Article Kahramanmaraş Sutcu Imam University Journal of Engineering Sciences Geliş Tarihi* (Vol. 26, Issue 1).

Seyitoglu, S. S. (2024). The Influence of Road Transport on Carbon Footprint: A Case Study of the Black Sea Region. *International Journal of Automotive Science and Technology*, 8(1), 37–43. <https://doi.org/10.30939/ijastech..1359220>.

Timuralp, Ç., Üniversitesi, E. O., Fakültesi, M., & Mühendisliği, M. (n.d.). Mühendis ve Makina / Engineer and Machinery 64 (Vol. 711). <https://dergipark.org.tr/tr/pub/muhendismakina>.

Tongwane, M., Piketh, S., Stevens, L., & Ramotubei, T. (2015). Greenhouse gas emissions from road transport in South Africa and Lesotho between 2000 and 2009. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 37, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.02.017>.

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK). Yıllara göre il nüfusları, 2000-2023 istatistikleri, (03.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Search/Search?text=n%C3%BCfus> adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye Cumhuriyeti Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Ulaştırma Türüne Göre Seragazi Emisyonu, (2023) (05.03.2024 tarihinde <https://cevreselgostergeler.csb.gov.tr/ulastirma-turune-gore-seragazi-emisyonu-i-85790> adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2015). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2015-21600#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1nda%20125%20611%20adet,2%20ile%20trakt%C3%B6r%20takip%20etti> adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2016). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2016-24595#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1nda%20101%20375%20adet,3%20ile%20motosiklet%20takip%20etti> adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2017). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2017-27640#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar>

%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe,ise%20%C3%B6zel%20ama%C3%A7%71%C4%B1%20ta%C5%9F%C4%B1tlar%20olu%C5%9Fturdu adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2018). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde [https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2018-](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2018-30629#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe,ise%20%C3%B6zel%20ama%C3%A7%71%C4%B1%20ta%C5%9F%C4%B1tlar%20olu%C5%9Fturdu)

[30629#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe,ise%20%C3%B6zel%20ama%C3%A7%71%C4%B1%20ta%C5%9F%C4%B1tlar%20olu%C5%9Fturdu](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2018-30629#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe,ise%20%C3%B6zel%20ama%C3%A7%71%C4%B1%20ta%C5%9F%C4%B1tlar%20olu%C5%9Fturdu) adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2019). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde [https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-TasitlariAralik-2019-](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-TasitlariAralik-2019-33648#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2012%20milyon%20503%20bin,%250%2C3't%C3%BCr)

[33648#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2012%20milyon%20503%20bin,%250%2C3't%C3%BCr](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-TasitlariAralik-2019-33648#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2012%20milyon%20503%20bin,%250%2C3't%C3%BCr) adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2020). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde [https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Road-Motor-Vehicles-December-2020-](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Road-Motor-Vehicles-December-2020-37410#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2013%20milyon%2099%20bin,%250%2C3't%C3%BCr)

[37410#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2013%20milyon%2099%20bin,%250%2C3't%C3%BCr](https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Road-Motor-Vehicles-December-2020-37410#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2013%20milyon%2099%20bin,%250%2C3't%C3%BCr) adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2021). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Road-Motor-Vehicles-December-2021-45703> adresinden ulaşılmıştır).

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (Aralık 2022). Motorlu kara taşıtları istatistikleri, (05.03.2024 tarihinde <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Motorlu-Kara-Tasitlari-Aralik-2022-49436#:~:text=Aral%C4%B1k%20ay%C4%B1%20sonu%20itibar%C4%B1yla%20trafi%C4%9Fe%20kay%C4%B1tl%C4%B1%2014%20milyon%20269%20bin,0%2C1'i%20elektriklidir> adresinden ulaşılmıştır).

Yalılı Kılıç, M., Dönmez, T., & Adalı, S. (2021). Karayolu ulaşımında yakıt tüketimine bağlı karbon ayak izi değişimi: Çanakkale örneği. Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi. <https://doi.org/10.17714/gumusfenbil.848016>.

BÖLÜM IV

Sürdürülebilir Su Yönetimi İçin Gri Suyun Yeniden Kullanımı: Karakterizasyon, Riskler, Engeller ve Arıtım

İlknur ŞENTÜRK¹

1.GİRİŞ

Su kıtlığı konusuna artan ilgi, yaşanan sorunlar, kaynakların verimli kullanımı konusundaki gereklilikler suyun yeniden kullanımı için alternatif stratejiler geliştirme konusunda araştırmacıları motive etmektedir. Doğal su kaynaklarının her geçen gün tükenmesi ve su kıtlığı beklentileri dünyanın birçok bölgesini alternatif su kaynakları arayışına yönlendirmiştir. Özellikle de kurak ve yarı kurak alanlar gibi su sıkıntısı çeken bölgelerdeki farklı arayışlar gri su kullanımını ön plana çıkarmıştır. Oluşan gri suların kaynağında arıtımı ve yeniden kullanımı konusundaki araştırma ve uygulamalar tüm dünyada artan bir ilgiyle karşılanmaktadır.

¹ Doç. Dr.; Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Sivas/Türkiye, Orcid: 0000-0002-8217-2281, ilknursenturk@cumhuriyet.edu.tr

Gri su, tuvaletlerden gelen atık su hariç olmak üzere evlerden veya binalardan gelen atık sudur. Bu demek oluyor ki çamaşırhaneler, çamaşır makineleri, bulaşık yıkama işlemleri ve bulaşık makineleri, banyolar, duş, el yıkama lavabosu ve mutfak lavabolarından gelen atık sular gri su olarak tanımlanır (Santos, Taveira-Pinto, Cheng, & Leite, 2012). Gri su, birleşik konut kanalizasyonunun %70'ini ve vakumlu tuvaletlerin kurulması halinde %90'ını, toplam evsel atık suyun %50-80'ini oluşturmaktadır (Penn, Hadari, & Friedler, 2012; Pidou, Memon, Stephenson, Jefferson, & Jeffrey, 2007). Gri su; içinde idrar, dışkı ve tuvalet kağıdı bulunmaması nedeniyle evsel atık sudan önemli ölçüde daha az kirlidir ve toplam organik yükün yaklaşık %30'unu ve evsel atık suda bulunan besin maddelerinin %10-20'sini içerir (Shaikh & Ahammed, 2020).

Gri su ile kara su arasındaki temel farklar, atık sudaki toplam azotun yalnızca onda birini içermesi, daha az fekal patojenik organizma ve daha yüksek konsantrasyonlarda yüzey aktif madde içermesidir. Gri su, karışık atık suya (yani tuvalet suyu veya "kara su" dahil) göre daha az organik madde, besin maddesi ve patojen taşıma potansiyeline sahip olduğundan ve bu nedenle yeniden kullanım amacıyla arıtılmasının daha kolay olduğu düşünüldüğünden gri suyun yeniden kullanımı ve geri dönüşümü giderek daha fazla ilgi görmektedir (Arden & Ma, 2018).

Gelişmiş ülkelerde kişi başına ortalama 60-200 L gri su üretimi yaygındır ve bu nedenle gri suyun yeniden kullanımı teorik olarak %50-80 oranında potansiyel su tasarrufu sağlayabilir. Düşük fekal kontaminasyon derecesi ve mevcut nispeten büyük miktar, etkili bir şekilde yeniden kullanılabilirdiği takdirde gri suyu cazip bir su kaynağı haline getirecektir (Van de Walle vd., 2023).

Ayrıca, içilebilir standartlar yerine içilemez standartlara göre arıtılırsa, yoğun olmayan arıtma süreçleri ile daha az kaynak harcanabilir. Atık su arıtma tesislerine deşarjın azaltılması ve içme suyu talebinin dengelenmesi ile birlikte gri su geri dönüşümü, daha fazla su sürdürülebilirliği ve esnekliği elde etmek için makul bir çözümdür (Van de Walle vd., 2023). Ancak, gri suyun yeniden kullanımı için özel kılavuzlar mevcut veya yeterli değildir. Ayrıca gri suyun yeniden kullanımı/geri dönüşümü için uygun teknolojilerin değerlendirilmesine ilişkin çalışmalar azdır (Li, Wichmann, & Otterpohl, 2009).

Bu bölümde gri suyun özellikleri, karakterizasyonu, yeniden kullanım imkanları ve yeniden kullanımı mümkün kılan arıtma seçenekleri üzerinde durulacak ve gri suyun geri kazanım ve yeniden kullanımı teşvik edilecektir.

2.GRİ SU KAYNAĞI VE BİLEŞENLERİ

Evlerden kaynaklanan atık suyun özellikleri, hanede yaşayanların sayısına ve yaşına, insanların yaşam alışkanlıklarına, geleneklerine, yaşam standartlarına, ev tipi deterjanların, kimyasalların ve vücut bakım ürünlerinin kullanımına ve türüne, coğrafi konuma, demografik özelliklere, su tüketimindeki farklılıklar nedeniyle yer ve zamana bağlı olarak gri su kaynağının evsel mi yoksa ticari mi olduğuna göre büyük ölçüde değişmektedir (Khalil & Liu, 2021; Shaikh & Ahammed, 2020).

Banyolar, lavabolar, mutfak ve çamaşırhaneler başlıca gri su kaynaklarıdır. Literatürde gri su (GW), kaynağın kirletici konsantrasyonuna bağlı olarak genellikle düşük kirlilik yüklü gri su (LGW) ve yüksek kirlilik yüklü gri su (HGW) olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. LGW banyo, duş, küvet, lavabo ve banyo

lavabolarından gelen atık suları içerirken, çamaşır yıkama işlemleri, mutfak ve bulaşık makinelerinden gelen atık sular HGW'yi oluşturmaktadır. LGW, HGW'ye göre daha az kirlidir. Toplam gri su genellikle hem düşük (LGW) hem de yüksek kirlilik yüklü gri su (HGW) kaynaklarından gelen gri suyu içeren karışık gri su (MGW) olarak adlandırılır (Shaikh & Ahammed, 2020). Farklı gri su kaynakları ve onların içerikleri Tablo 1’de verilmiştir.

Tablo 1: Farklı Gri Su Kaynakları ve İçerikleri (Ghaitidak & Yadav, 2013; Shaikh & Ahammed, 2020)

Gri su kaynağı	Kirletici Maddeler
Banyo, Duş	Şampuan, sabun, diş macunu, idrar kalıntısı, vücut bakım ürünleri, kıllar, deri, saç, kum/kil parçacıkları, vücut yağları, boyalar, pestisit ve herbisit kalıntıları, solventler, askıda katı madde, organik madde
El lavabosu	Diş macunu, sabunlar, vücut bakım ürünleri, tıraş atıkları, kıllar ve deri hücreleri
Mutfak	Temizlik maddeleri ve deterjanlar gibi alkali kimyasal kirleticiler, bulaşık deterjanları, yağ ve katı yağlar, yemek artıkları, sıcak su, çiğ et yıkama, meyve ve sebze kabukları, çay veya kahve artıkları, gıda koruyucu izleri, kum ve kil parçacıkları. Ayrıca en yüksek seviyede askıda katı madde, bulanıklık, tuzluluk, organik maddeler ve azot, yüksek pH, koku.
Çamaşır yıkama ve çamaşır makineleri	Deterjanlardan, yağlardan, çözücülerden, ağartıcılardan, boyalardan, sıcak sudan, giysilerdeki biyolojik olarak parçalanamayan liflerden kaynaklanan kimyasallar, yağ-gres, tuzluluk, sodyum. Kirli giysilerden kaynaklı bakteri ve virüsler, organik madde, askıda katı madde; deterjan kaynaklı yüksek miktarda ağır metal ve fosfat.

Çamaşır yıkamadan kaynaklı gri su (yani HGW); sabun tozları ve kirli çamaşırlardan kaynaklanan sodyum, fosfat, baron, yüzey aktif maddeler, yüksek tuz konsantrasyonu, amonyak ve azot içerir (kimyasal özellikler); yüksek miktarda askıda katı madde, tekstil tiftiği ve bulanıklığa sahiptir (fiziksel özellikler); yüksek BOİ'ye sahiptir (biyolojik özellikler); ve değişken termotolerant koliform yükleri içerir (mikrobiyolojik özellikler).

Buna karşılık, banyo gri suyu (yani LGW); sabun, şampuan, saç boyaları, diş macunu ve temizlik kimyasallarından (kimyasal özellikler) kaynaklanmaktadır. Yüksek miktarda askıda katı madde, saç ve bulanıklık içermektedir (fiziksel özellikler); daha düşük BOİ konsantrasyon seviyelerine sahiptir (biyolojik özellikler); ve daha düşük termotolerant koliform seviyelerine sahiptir (mikrobiyolojik özellikler).

Analizler, mutfak gri suyu ve çamaşırhane gri suyunun banyo ve karışık gri suya kıyasla hem organik hem de fiziksel kirleticiler bakımından daha kirli olduğunu göstermektedir (De Gisi, Casella, Notarnicola, & Farina, 2016). Tablo 2’de farklı kaynaklardan çıkan gri suların karakterizasyonu verilmiştir. Tablo 3’de ise önceki çalışmalarda belirlenen LGW ve MGW değerleri karışık atıksu değerleri ile kıyaslanarak verilmiştir (Arden & Ma, 2018). Gri su kalitesinde farklılıklar olmasına rağmen, gri su özelliklerinin farklı kategorilere göre analizi, mutfak gri suyu ve çamaşır gri suyunun banyo ve karışık gri suya kıyasla hem organik hem de fiziksel kirleticiler açısından daha kirli olduğunu göstermektedir (Bakınız Tablo 2 ve 3).

Tablo 2: Farklı Kaynaklarda Gri Su Karakterizasyonu (Ghaitidak & Yadav, 2013)

Parametre	El yıkama lavabosu	Banyo	Duş	Çamaşırhane/Çamaşır makinası	Mutfak lavabosu	Bulaşık makinası
pH	7-7.3	7.1-7.6	7.3-7.5	8.3-9.3	6.5-7.7	8.2-8.3
Bulanıklık (NTU)	164	59.8	84.8-375	328-444	133-211	
EC (mS/m) ^a		43.7	1.4-89	2.9-703	1.4-97	90.61
Toplam katı	835	777	520-1090	2.021-2.7	679-1272	2819
Toplam askıda katı	153-259	58-78	89-353	188-315	134-625	525
Toplam çözünmüş katı			279-565	2.14-2.444	312-903	
BOI	155-205	129-173	40.2-424	44.3-462	40.8-890	470-4450
KOI	386-587	230-367	77-645	58-1339	58-1340	1296
Toplam alkalinite			203	333.6	205.4	
Klorür	237	166	147-284	205-450	158-223	716
MBAS	3.3	15	14.9-61	42-118.3	41.9-59	11.1
Yağ-gres	135	77	164	181	232	328
Top. N	10.4	6.6	8.7-10.92	14.28	6.44-6.44	
Top. P			1.12	51.58	0.69	
Toplam koliform (MPN)	9.42E3	6.35-5.1E6	2E2-6.8E3	2E2-4.2E6	2E2-5.29E2	4.3E6
Fekal koliform (MPN)	3.50E4	1.5E5-4E6	64-4.0E6	13-4.E6	200.5-1.2E6	6.0E4-3.2E5
<i>E. coli</i> (MPN)	10	82.7	2E2-1.49E3		2E2	
Bor	0.44	0.41	0.35-0.35	0.4	0.02-0.02	3.8
Kalsiyum			15.7-59.9	18.7-24	19.69-23.6	
Magnezyum			23-56.1	15.1-60.8	16.6-21	
Sodyum	131	112	109.5-184.5	302.1-667	70.1-148.9	641
Arsenik			0.03		0.015	
Bakır			0.01-0.0127	0.0064-0.01		
Kurşun			0.1036	0.0829	0.0622	
Nikel			0.035	0.0352-0.12	0.0352-0.04	
Çinko			2.4	0.14	0.039-0.04	

*MPN: En muhtemel sayı; Parantez içinde birim verilmediyse mg/L'dir (pH hariç)

Tablo 3: Gri Su ve Karışık Atıksuyun Kalite Parametreleri Bakımından Kıyaslanması (Arden & Ma, 2018)

Parametre	Birim	LGW ^{a,b}	MGW ^{a,b}	Karışık atıksu ^d
Fiziksel ve kimyasal				
TAK	mg/L	29-505	19-700	22-1690
BOI		20-240	48-1056	112-1101
KOI		100-633	58-2950	1329-1650
Bulanıklık (NTU)		12.6-240	19-444	
Top. N		3.6-19.4	1.1-74	9-240
Top. P		0.11-48.8	0.062-500	0.2-32
Bakteri ve bakteriyel indikatörler^c				
Toplam koliform	CFU/100 mL	1-7.4	3.1-8.8	7-9
Fekal koliform		0-6.9	2-8	4-8.2
<i>E. coli</i>		2.3-5.7	3.6-6.7	4-7.9
Enterococci		1.9-3.4	2.4-4.6	4-5
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		2.6-3.5	2.3-4.3	3-6
<i>Staphylococcus aureus</i>		4.0-5.7	3.3-5.7	
<i>Clostridium perfringens</i>		0.66		3-5
<i>Legionella</i>		2.2	2.2-2.9	
<i>Salmonella</i>			3.7	2-4
Viral indikatörler^c				
MS2-Coliphage	PFU/mL			3-4

a LGW, banyo lavabosu ve lavabo akıntılarını; MGW ise banyo lavabosu, duş kabini, mutfak lavabosu ve çamaşır akıntılarını içerir.

b (Boyjoo et al., 2013; Friedler et al., 2011; Ghaitidak and Yadav, 2013; Li et al., 2009).

c log₁₀concentration.

d (Lowe et al., 2007; Metcalf et al., 2003), değerler nüfus yoğunluğuna göre değişebilir.

Gri sularda deterjanlar, sabunlar, şampuanlar, parfümler, koruyucular, boyalar ve temizleyiciler gibi evlerde kullanılan kimyasal ürünlerden kaynaklı ksenobiyotik organik bileşiklere ait kirliliğe sıkça rastlanmaktadır. Mutfak gri suyu; lipidler (yağ ve sıvı yağlar), çay, kahve, çözünebilir nişasta, süt ürünleri ve glikoz içerirken, çamaşır yıkama atık suyu farklı türde deterjanlar, ağartıcılar ve parfümler içerecektir (Eriksson, Auffarth, Henze, & Ledin, 2002). Uzun zincirli yağ asitleri sabundan kaynaklanmaktadır. Eriksson vd., (2002) gri suda en az 900 farklı madde veya madde grubunun bulunabileceğini ve yaklaşık %10'unun öncelikli kirletici olarak sınıflandırıldığını göstermiştir (De Gisi vd., 2016).

Analizler, karışık gri suyun (MGW) hem gelişmiş hem de gelişmekte olan ülkelerde yüksek kirletici yüküne sahip olduğunu göstermektedir. Gelişmekte olan ülkelerdeki yüksek kirletici yüklü gri su (HGW), karışık gri sudan sonra yüksek kirlilik yüküne sahiptir ve düşük kaliteli kimyasallar (deterjan, sabun) nedeniyle çamaşırhane veya mutfak gri su kaynağında daha fazla kirlilik yükü olduğu sonucuna varmaktadır. Gelişmekte olan ülkelerde, her bir gri su türündeki kirletici yükü, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerdeki yaşam standardı arasındaki büyük fark nedeniyle gelişmiş ülkelere kıyasla daha fazladır. Çeşitli kaynaklardan gri su üretimindeki değişim, gelişmekte olan ülkelerde gelişmiş ülkelere kıyasla daha fazladır çünkü gelişmekte olan ülkelerde yaşam standardı gelişmiş ülkelere kıyasla aniden değişmektedir. Çamaşır makinesinin daha az kullanılması nedeniyle gelişmekte olan ülkelerde çamaşır yıkama için su tüketimi düşüktür. Gelişmekte olan ülkelerde yüksek kirletici yükü ile daha az miktarda üretim nedeniyle kirlilik yükü yüksektir (Khanam & Patidar, 2022).

Tüm gri su türleri, KOİ/BOİ₅ oranı açısından iyi biyolojik ayrışabilirlik göstermektedir. Kanalizasyon atık suları için önerilen KOİ:N:P oranı (N=Azot; P=Fosfor) 100:20:1 (Metcalf, 2003) ile karşılaştırıldığında, banyo gri suyu, idrar artıklarının hariç tutulması nedeniyle hem azot hem de fosfor bakımından eksiktir. Banyo gri suyuna benzer şekilde, çamaşır gri suyu ve karışık gri su da azot bakımından fakirdir. Bazı durumlarda, fosfor içermeyen deterjan kullanımı nedeniyle çamaşır gri suyu ve karışık gri su fosfor bakımından düşüktür (De Gisi vd., 2016). Bu da gösteriyor ki etkileyen çeşitli faktörlere bağlı olarak gri suyun kalitesi kimyasal ve biyolojik açıdan değişebilir.

Kimyasal kalite açısından, pH, KOİ, BOİ, elektriksel iletkenlik (EC), yağlar, yağ ve gres, katı maddeler ve patojenler gibi çeşitli faktörler kalitesini etkileyebilir. Biyolojik kalite ise sudaki fekal kontaminasyonun varlığına bağlıdır (Al-Husseini, Al-Anbari, & AL-Obaidy, 2021). Gri suyun KOİ:BOİ oranı, gelişmekte olan ülkelerdeki bazı LGW ve gelişmiş ülkelerdeki MGW dışında iyi biyolojik ayrışabilirlik göstermektedir (Khanam & Patidar, 2022; Li vd., 2009).

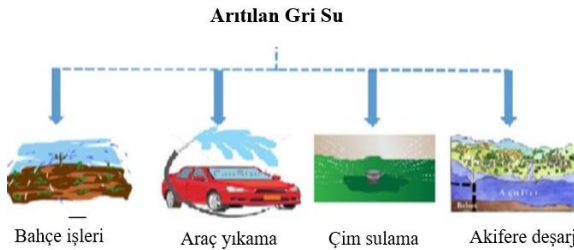
3.GRİ SU İÇİN YENİDEN KULLANIM ALTERNATİFLERİ

Gri suyun arıtıldıktan sonra tekrar kullanılması hem sınırlı olan su kaynaklarının korunması hem de su tedarik maliyetlerinin düşürülmesi açısından önemlidir. Merkezi arıtmada atıksu arıtma sistemlerinin üzerindeki yük azalacağından arıtma maliyetleri de azalacaktır (Beck vd., 2013; Santos, Matos, & Taveira-Pinto, 2014). Böylece suyun sürdürülebilirliğinin sağlanmasına da yardımcı olur. Gri su yeniden kullanımı ile içme suyu tüketiminin yaklaşık %25-

30'unun azaltılabileceği bildirilmektedir (Shaikh & Ahammed, 2020; Vuppaladadiyam vd., 2019).

Gri suyun yeniden kullanımı, binalarda sürdürülebilir su tüketimini sağlamak için önemlidir. Tuvalet sifonlarında şebeke suyu yerine gri su kullanılması toplam evsel su tüketiminde %13 ila %41 arasında azalma sağlamaktadır (Vuppaladadiyam vd., 2019). Ancak gri su, mezarlıklar; golf sahaları ve üniversite kampüslerindeki çimlerin sulanması (genellikle değerli besinler içerir); araç yıkama; yangından korunma; kazan besleme suyu; beton üretimi gibi içilebilir nitelikte olmayan amaçlar için ve yeraltısuyu besleme için de kullanılır (Şekil 1). Gri su geri kazanılıp gerekli şartları sağladıktan sonra Tablo 4 de verilen farklı amaçlar için de kullanılabilir.

Her bir uygulama için su kalitesi gereklilikleri coğrafyaya özgüdür ancak temelde suyun organik, katı ve mikrobiyolojik içeriğine dayalı kriterler de içermektedir. Bu bağlamda, gri suyun yeniden kullanımına yönelik özel kılavuzlar mevcut ya da yeterli değildir (De Gisi vd., 2016).



Şekil 1: Geri Kazanılan Arıtılmış Gri Suyun Uygulama Alanları (Samayamanthula, Sabarathinam, & Bhandary, 2019)

Konutlarda ve konut binalarında, arıtılmış gri suyun yeniden kullanımı toplam su tüketiminde %40 ila %47'lik bir azalma

sağlayabilir. Ticari ve kamu binalarında, toplam su tüketiminin %48 ile %53'ü içme suyu dışı amaçlarla kullanılmaktadır, ancak gri su üretimi önceki durumlardan daha azdır, toplam su tüketiminin yaklaşık %2 ile %15'i kadardır. Gri suyun yeniden kullanım sistemleri, binalarda normal faaliyetler olduğunda sürekli kullanılabilir olması nedeniyle diğer alternatif su kaynaklarıyla (örn. yağmur suyu hasadı) entegre edildiğinde içilemez su tedariki için de önemli bir girdi olabilir (Santos vd., 2012).

Öte yandan, gri suyun yeniden kullanım sistemlerinin geniş çaplı bir şekilde uygulanması ancak insanların bu konudaki düşünceleri olumlu olduğunda veya olumlu hale geldiğinde ve halka doğru destek ve bilgi sağlandığında mümkün olacaktır. Genel olarak, insanlar bunu ilginç ve güvenli bir prosedür olarak görme eğilimindedir ve özellikle tuvalet sifonlarında gri su kullanımını açıkça kabul etmektedir. Ancak, suyla doğrudan temas içeren faaliyetler söz konusu olduğunda, gri su kullanımının kabul oranı o kadar yüksek değildir. Bu da arıtılmış suyun kalitesi konusunda bir miktar ihtiyat ve güvensizlik olduğunu ortaya koymaktadır. Gri suyun yeniden kullanımını yaygınlaştırmak için üç önlem gereklidir: (i) Devletten mali destek, (ii) Kullanıcı dostu bilgi paketleri ve eğitim programları, (iii) Düşük maliyetli evsel gri su arıtma ünitelerinin geliştirilmesi ihtiyacı (Santos vd., 2012).

Dünyanın su sıkıntısı çeken birçok bölgesinde, yeni inşa edilen binalar için gri su geri dönüşümü zorunlu hale getirilmiştir ancak gri su miktar ve kalite özelliklerindeki büyük değişkenlik, alternatif bir su kaynağı olarak kullanımının yaygınlaşmasını sınırlamaktadır. Dünyanın farklı bölgelerinde oluşan gri suların miktar ve kalite özelliklerine ilişkin çok sayıda çalışma rapor edilmiştir. Bu çalışmalar, gri su kalitesindeki değişkenliğin, kişilerin

faaliyetleri, yaşam standartları, kimyasal ürünlerin kullanımı ve coğrafi konum gibi bir dizi parametreye bağlı olduğunu ortaya koymuştur (Shaikh & Ahammed, 2020).

Tablo 5’de gelişen ve gelişmekte olan ülkelere ait gri su karakteristikleri verilmiştir. Gri su geri dönüşümü, çoğunlukla gelişmiş ülkelerde olmak üzere tüm dünyada yaygın olarak uygulanmaktadır. Tatlı su kaynakları üzerindeki yükü en aza indirmek için gri su geri dönüşümünü benimsemeye başlayan gelişmekte olan ülke sayısı henüz kısıtlıdır. Herhangi bir projenin başarılı bir şekilde uygulanması için halkın kabulü çok önemli bir rol oynamaktadır. Amerika Birleşik Devletleri, Avustralya, Almanya, Birleşik Krallık gibi gelişmiş ülkelerde, toplumun gri su geri dönüşümüne tepkisi oldukça olumlu olmuştur (Pham vd., 2011; Vuppaladadiyam vd., 2019).

Gri su Avustralya, ABD, Kore, Çin, Kıbrıs, Japonya ve İspanya dahil olmak üzere birçok ülkede yeniden kullanılmaktadır. Gri suyun yeniden kullanımı ancak yerel su kalitesi standartlarına ve yönergelerine göre artırıldıktan sonra yasaldır (Oron vd., 2014). Bu tür yönergeleri karşılamak amacıyla, gri su arıtımı için çeşitli fiziksel, kimyasal, biyolojik ve hibrit arıtma teknolojileri kullanılmakta ve araştırılmaya devam edilmektedir (Khalil & Liu, 2021).

*Tablo 4: Atıksu Yeniden Kullanım İlkeleri ve Standartları
(Ghaitidak & Yadav, 2013)*

Yeniden kullanımın tipi	Aritılmış su kalitesi
Kentsel yeniden kullanım: her türlü peyzaj sulaması, tuvalet sifonu, yangından korunma, ticari klimalar	pH=6-9, BOİ≤10 mg/L, bulanıklık≤2 NTU, FC=tespit edilemedi/100 ml, klor (Cl ₂ =1 mg/L kalıntı (minimum)
Kısıtlı erişim alanlarının sulanması-çim çiftlikleri, halkın erişiminin yasak olduğu alanlar	pH=6-9, BOİ≤30 mg/L, TAK≤30 mg/L, FC≤200 fekal koliform/ 100 ml, Cl ₂ =1 mg/L kalıntı (minimum)
Tarımsal yeniden kullanım- ticari olarak işlenmemiş gıda ürünleri-yüzey veya sprey sulama	pH=6-9, BOİ≤10 mg/L, bulanıklık≤2 NTU, FC=tespit edilemedi /100 ml, Cl ₂ =1 mg/L kalıntı (minimum)
İnşaat-toprak sıkıştırma, toz kontrolü, agrega yıkama, beton yapma	BOİ≤30 mg/l, TAK≤30 mg/L, FC<200 fekal koliform/100 ml, Cl ₂ =1 mg/L kalıntı (minimum)
Dolaylı içilebilir yeniden kullanım- içilebilir akiferlere enjeksiyon yoluyla yeraltı suyuna boşalım	Aşağıdakileri içerir, ancak bunlarla sınırlı değildir: pH=6.5-8.5, bulanıklık≤ 2 NTU, TK=tespit edilemedi/100 ml, Cl ₂ =1 mg/L kalıntı (minimum), TOK≤3 mg/L, TOX≤0.2 mg/l, içme suyu standardını karşılar
İç yüzey sularına deşarj	AK<100 mg/L, pH 5.5 - 9.0, O&G<10 mg/L, amonyak azotu (N)<50 mg/L, BOİ<30 mg/L, KOİ<250 mg/L, As<0.2 mg/L,
Sulama için araziye deşarj	AK<200 mg/L, pH 5.5 - 9.0, O&G<10 mg/L, BOİ<30 mg/L, As<0.2 mg/L,
Kısıtlı sulama	Helmint yumurtaları<1/L, <i>E. coli</i> <100.000 (maruziyet sınırlı olduğunda veya yeniden büyüme muhtemel olduğunda 10.00.000'e esnetilebilir)
Ürünlerin kısıtlamasız sulanması	Helmint yumurtaları<1/L, <i>E. coli</i> <1.000 (yüksek büyüyen yapraklı mahsuller veya damla sulama için 10.000'e kadar esneme olabilir)

BOİ: Biyolojik oksijen ihtiyacı; FC: Fekal koliform; TAK: Toplam askıda katı; TK: Toplam karbon; TOK: Toplam organik karbon; TOX: Toplam Organik Halojenürler; AK: Askıda katı; O&G: Yağ-gres; KOİ: Kimyasal oksijen ihtiyacı; As: Arsenik

Tablo 5: Gelişen ve Gelişmekte Olan Ülkelere Ait Gri Su Karakteristikleri (Khanam & Patidar, 2022)

Parametreler	Gelişen Ülkeler				Gelişmekte Olan Ülkeler			
	LGW	MGW	HGW	Karışık	LGW	MGW	HGW	Karışık
Fiziksel karakteristikler								
Bulanıklık (NTU)	12.6-240	19-133	40-210	96-4400	29-375	53.4-185	24.7-444	20.6-357.39
EC (μ S/cm)	82-1652	439(208)*	190-3000	1985*	14-855	590-1550	-	359.7-3300
TAK (mg/L)	29-120	7-250	35-250	72.5-4250	23.3-505	16.8-110	67-2414	12-2828
Kimyasal karakteristikler								
pH	6.4-8.3	6.4-10	6.76-10	6.7-9.03	6.3-7.7	6.8-8.26	6.2-9.4	5-9.7
BOİ ₅ (mg/L)	20-300	150-168	48-477	167-460	42.1-270.8	18.6-280	25-613	18-1395
KOİ (mg/L)	86-399	26-645	867*	23.5-1583	66.7-507.5	65.2-463	228.3-2510	45-6563
KOİ _{cöz} (mg/L)	22.9-633	50-400*	202-1000	125-686	58-294.3	-	231.3*	177-2568
Nütrientler								
Toplam N (mg/L)	4.1-16.4	3.6-21	2.75-21	9.7-47.78	32.9*	5.3-30	4.7-79	8.8-57.7
Amonyak N (mg/L)	<0.1-15	0.58*	<0.1-2.45	0.8-16.35	6.6-11.8	11.3*	-	1 - 75
Nitrat (mg/L)	<0.05-7.5	-	0.1-0.31*	0.12-0.77	0.2-28.7	0.375-0.93	25.8*	0.13-14
Toplam fosfor (mg/L)	0.11-15	0.1-10	0.062-42	2.81-17.7	0.6-2.58	0.2-11.8	0.8-18	0.36-19.5
Fosfat (mg/L)	0.09-1.3	0.15(0.16)*	0.3*	1.9-16	-	0.311-0.53	-	1.52-22.6
Mikrobiyolojik karakteristikler								
Toplam koliform (cfu/100 mL)	10-2.4x10 ⁷	1.2x10 ³ -10 ⁴	2.3x10 ³ -3.3x10 ⁵ *	-	1.1x10 ⁵ -3.31x10 ⁷	43x10 ⁴ -1.27x10 ⁸	>200.5*	1.36x10 ⁴ -5.4x10 ⁸
Fekal koliform (cfu/100 mL)	0.1-5.6x10 ⁵	10 ⁴ ±10 ⁶ *	110-1.09x10 ³ *	1x10 ⁶ -1.5x10 ⁸	0.5x10 ⁵ -2.48x10 ⁵	26x10 ⁴ *	7.33x10 ² -2.66x10 ⁴ *	3.57x10 ³ -3.0x10 ⁵
E coli (cfu/100 mL)	80-4.76x10 ⁵	4x10 ³ *	-	-	6.1x10 ³ -205x10 ⁴	1.4-1.9x10 ⁶	>200.5*	2.0x10 ⁵ -5.4x10 ⁶

*Sadece bir yazar verisi aralığı temsil etmektedir.

3.1. Gri Su Yeniden Kullanımı İle İlgili Riskler Ve Halkın Bu Konudaki Tutumu

Gri suyun yerinde sulama için yeniden kullanımı, özellikle su kıtlığı ile karşı karşıya olan bölgelerde, dünya çapında yaygın bir uygulama haline gelmektedir. Gri suyun yeniden kullanımının evsel su talebinde önemli bir azalma sağlaması ve bu kıt veya kısıtlı kaynağın sahadaki kullanım verimliliğini en üst düzeye çıkarması beklenmektedir. Ancak, faydalarının yanı sıra, gri suyun yeniden kullanımı bazı riskleri de beraberinde getirebilir ve bu riskler halk sağlığı ve çevresel riskler olmak üzere birbiriyle örtüşen iki kategoriye ayrılabilir (Maimon, Friedler, & Gross, 2014). Tablo 6’da gri su yeniden kullanımının çevre üzerinde oluşturacağı etkiler verilmiştir.

Tablo 6: Gri Su Yeniden Kullanımının Çevre Üzerinde Oluşturacağı Etkiler (Al-Husseini vd., 2021)

	Gri suyun olumsuz etkileri	Hafifletici Önlemler
Toprak	• Toprak emme ve su tutma kapasitesinde azalma • Gri suda sodyum, potasyum veya kalsiyum tuzlarının, özellikle de deterjanların bulunması nedeniyle daha düşük alkalinite • Toprak seyreltme emiliminde ve su tutma kapasitesinde azalma	• Sulamadan önce toprağa alçı uygulaması (kalsiyum sülfat) • Gri suya tatlı su ilavesi tuzları ve diğer toprak kirleticileri seyreltir. • Toprağın kurumasına izin verilmemeli çünkü kalan suda tuz konsantrasyonlarına yol açarak pH’ı düşürür. • Fosfor, sodyum, bor ve klorürden arındırılabilen bahçe deterjanlarını seçin.
Yeraltısuyu	Yeraltı suyu kirliliği	• Su kalitesi düzenlenmelidir. • Gri su bitki örtüsü talebini karşılamak için yeterli bir hızda uygulanır.
Bitki sağlığı	Bitkiye zarar verdiği izlenir.	• Gri su kullanımı önlenmeli veya azaltılmalıdır. • Gri su sadece iyi gelişmiş bitkilerde kullanılabilir, genç bitkiler gri su kirliliklerine karşı daha hassas oldukları için kullanılmamalıdır.

Gri suyun yeniden kullanımı ile ilgili zorluklar genellikle patojen mikroorganizmaların varlığından kaynaklanan sağlık riskleri ve sodyum, pH, yüzey aktif maddeler ve mikro kirleticiler gibi

kirleticilerin varlığından kaynaklanan çevresel riskler olarak ikiye ayrılır (Travis, Wiel-Shafran, Weisbrod, Adar, & Gross, 2010). Her ne kadar gri su dışkı içermese de, fekal patojenlerin sayısı (siyah sudan çok daha düşük olmakla birlikte) ihmal edilebilir değildir ve herhangi bir risk değerlendirme çalışması hesaplamalara dahil edilmelidir (Maimon vd., 2014).

Genel olarak gri suyun, siyah sudan daha güvenli olduğu varsayılır, ancak uygun şekilde kullanılmadığı takdirde gri su sağlık üzerinde önemli etkiler yaratabilir (Al-Hamaiedeh & Bino, 2010). Gri suyun geri dönüşümü ile ilişkili risk faktörleri yeniden kullanım uygulamasına bağlıdır, örneğin tarımsal sulamada ana riskler çoğunlukla kısa vadeli veya uzun vadeli olarak yeniden kullanılmasına bağlıdır. Evlerden gelen ham gri su, toprak ve toplam çevre üzerinde potansiyel olarak zararlı etkileri olan yüksek konsantrasyonda bileşikler içereceğinden Rizosferdeki mikrobiyal aktivite, ham gri su kullanılarak bitki yetiştirilmesinden etkilenebilir. Gri suyun uzun süre kullanımı toprak alkalinitesini, elektriksel iletkenliğini ve sodyum adsorpsiyon oranını yükseltebilir. Gri su emülgatörler ve diğer bileşiklerle birlikte çok çeşitli yüzey aktif maddeler içerir. Arıtılmamış gri suya uzun süre maruz kalmak su geçirgenliğini ve kapilariteyi azaltabilir. Ayrıca, pH'ı 8'den yüksek olan gri su kullanımının bir sonucu olarak bitkiler için bazı mikro besin maddelerinin kullanılabilirliği azalabilir (Al-Hamaiedeh & Bino, 2010). Arazi uygulaması için gri su kullanımıyla ilişkili diğer tehlikeler arasında toprak özelliklerini değiştirebilen, bitkilere zarar verebilen ve yeraltı suyu kirliliğine neden olabilen yüksek tuzluluk ve yüksek bor konsantrasyonları da bulunmaktadır (Abu-Zreig, Rudra, & Dickinson, 2003; Ghaitidak & Yadav, 2013; Vuppaladadiyam vd., 2019).

Gri suyun yeniden kullanımından kaynaklanan başlıca çevresel risklerden birisi de yeraltı suyu kirliliğidir. Gri suda bulunan bazı maddelerin yeraltı suyu kaynaklarını etkilemesi mümkündür (Abu-Zreig vd., 2003). Asslouj, Kholtei, Amrani-Paaza, & Hilali, (2007) yeraltı suyunun gri su kirleticileri ile kirlenmesinde belirleyici olan birkaç faktörün altını çizmiştir. Bu faktörler azotlu gübre kullanımı, toprağın yapısı, litoloji ve akiferin geçirgenliğidir. Gri suyun yeniden kullanımının yeraltı suyu üzerindeki etkisini azaltmak için bitkilerin ve toprağın besin maddesi gereksinimleri analiz edilmeli ve incelenmelidir.

Al-Hamaiedeh & Bino, (2010) tarafından arıtılmış gri suyun yeniden kullanımının toprak özellikleri ve sulanan bitkiler üzerindeki etkisini değerlendirmek için yapılan bir çalışmada, sonuçlar toprak tuzluluğunda ve organik madde içeriğinde artış olduğunu göstermiştir. Sulanan zeytin ağaçlarının ve sebze mahsullerinin kimyasal özellikleri etkilenmezken, bazı sebze mahsullerinin organik kalitesi olumsuz etkilenmiştir. Gri suyun toprak üzerindeki ana etkileri (i) toprağın sertliğinin ve tuzluluğunun artması; (ii) toprağın suyu emme ve tutma kapasitesinin azalması ve (iii) gri suda, özellikle de deterjanlarda sodyum, potasyum veya kalsiyum tuzlarının bulunması nedeniyle alkaliliğin artması ile bağlantılıdır (Filali vd., 2022).

Gri suyun yeniden kullanımının başarılı bir şekilde uygulanmasının önündeki engeller 2 kategoride toplanabilir: (i) idari ve teknolojik olmayan engeller (finansal, kurumsal ve yasal kısıtlamalar ile miktar ve kalite) ve (ii) kamu algısı engelleri (sosyal ve kültürel kısıtlamalar). Gri suyun büyük ölçekte güvenli kullanımını sağlamak için idari tedbirler hayati önem taşımaktadır. Gri suyun yeniden kullanımını sınırlayan teknolojik olmayan bir

kısıt, belirli yerlerdeki düşük su fiyatlarından kaynaklanmaktadır (Chu, Chen, Wang, & Fu, 2004). Bazı ülkeler gri suyun zararsız kullanımı için genel bir izin çıkarırken, bazıları hem gri su arıtımı hem de arıtma tesisi kurulumu için izin gerektirmektedir (Maimon, Tal, Friedler, & Gross, 2010). Daha büyük ölçekte uygulama, arıtma ünitelerinin kurulumu için kısıtlamaları artıracaktır. Bir tarafta, gri suyun yeniden kullanımı teşvik edilmeyecek veya idari mekanizmaların karmaşıklığının artmasıyla çok az kabul görecektir. Diğer taraftan, daha az katı düzenlemeler kamu ve çevre sağlığını riske atabilir. Net risk seviyeleri ve uygulama kuralları etkili bir gri su politikasının temelini oluşturmalıdır. İdari konuların yanı sıra, miktar ve kalite, arıtma maliyeti, mevcut evlerde güçlendirme, sistem bakımı (tuz birikimi) ve toprak özelliklerinin değiştirilmesi gibi kısıtlamalar da gri suyun yeniden kullanımının önündeki diğer engellerdir. İdari, yasal ve gri suyun yeniden kullanımına ilişkin kalite gereklilikleri ele alındıktan sonra, yeniden kullanılabilir gri suyu verimli bir şekilde elde etmek için teknik stratejiler değerlendirilmeli ve geliştirilmelidir (Vuppaladadiyam vd., 2019).

Daha derin bir bakış açısı, gri suyun niteliksel değişkenliğinin yeniden kullanım senaryosunu etkilemediğini, ancak niceliksel değişkenliğin yeniden kullanım stratejisini etkileyebileceğini göstermektedir. 8 kişilik bir aile yaklaşık 1200 kişi/gün/L gri su üretebilir ki bu ilk bakışta ticari arıtma sistemleri geliştirmek için çok küçük bir miktar olarak görülebilir (Prathapar vd., 2005). Öte yandan, toplum merkezleri, uygulanabilir bir arıtma tesisine olanak tanıyan daha büyük miktarlarda gri su üretebilir. Üretilen miktarların oldukça belirsiz olduğu ve bunun da gri suyun mevcudiyetini güvenilmez kıldığı unutulmamalıdır. Ancak bu

dezavantaj, arıtılmış gri su için uygun bir depolama tesisi kurularak ortadan kaldırılabilir.

Kültürel önyargılar, estetik vb. gibi çeşitli nedenlerle gri suyun yeniden kullanımı konusunda kamuoyu muhalefeti yaygın bir engeldir. Risk algısı sosyal gruplar veya kültürler arasında farklılık göstermektedir. Örneğin araştırmacılar tarafından "kabul edilebilir" olarak tanımlanan riskler, farklı inançlar, normlar ve rasyonellikler göz önünde bulundurulduğunda sosyal gruplar tarafından "kabul edilebilir" olarak tanımlananlardan farklıdır (Ormerod & Scott, 2013). Suyun yeniden kullanımına yönelik kamuoyu rahatsızlığının boyutunun yeniden kullanılan suyun türüne ve arıtma seviyesine bağlı olduğu kuşkusuz doğrudur. Birçok ankette, katılımcıların çoğunluğu gri suyun yeniden kullanımının su kalitesi, insan sağlığı ve çevresel etkileri konusundaki endişelerini dile getirmiştir (Higgins, Warnken, Sherman, & Teasdale, 2002; Ormerod & Scott, 2013). Ayrıca, dini ve kültürel nedenler de çeşitli Orta Doğu ülkelerinde gri suyun başarılı bir şekilde yeniden kullanımının önündeki bir diğer kısıt olarak değerlendirilebilir. Prathapar vd., (2005) tarafından Sultan Qaboos Üniversitesi'nde yapılan bir çalışmada, öğrencilerin yaklaşık %40'ının sağlık riskleri nedeniyle, yaklaşık %37'sinin ise dini nedenlerle gri suyu yeniden kullanmayı reddetmesi, eğitim ve doğru bilgilendirmenin kamuoyunda daha iyi bir algıya ulaşmak için kilit bir faktör olduğunu göstermektedir. Yetkililere duyulan güvenin artması ve bilimsel bilginin yerleşmesi halkın tutumunda bir değişiklik yaratabilir. Su otoritelerine duyulan güven, suyun yeniden kullanımına yönelik kamu tutumunun değişmesinde önemli bir rol oynamıştır (Ormerod & Scott, 2013).

Diğer taraftan, geçmişte standartların karşılanmamasının da güvensizliğe katkıda bulunabileceği unutulmamalıdır. Evsel gri

suyun yeniden kullanımına ilişkin kolay erişilebilir ve net bilgiler, gri suyun yeniden kullanımına ilişkin kılavuz ilkeler olarak yürürlüğe konması gereken yeniden kullanım stratejisinin uygulanabilirliğini artırabilir. Hükümetin evlerde yerinde gri su depolama ve arıtma olanaklarını açmaya yönelik teşvikleri de yeniden kullanımı teşvik eder. Ayrıca, halk açısından bakıldığında, suyun kaynağından kullanım noktasına kadar elle toplanması ve taşınması ile ilgili pratik sorunlar genellikle zaman alıcıdır ve omurga veya sırt yaralanmalarına neden olabilir (Pinto & Maheshwari, 2010). Tatlı su tüketimini en aza indirmek için gri suyun yeniden kullanım stratejisini uygulamanın başarısı sadece teknolojik veya idari gelişmelere değil, aynı zamanda insanların bu suyun yeniden kullanımına yönelik algısına da bağlıdır. Özellikle gri su geri dönüşümünün avantajlarını anlamada eğitim önemli bir rol oynamaktadır (Vuppaladadiyam vd., 2019).

Otel, AVM, öğrenci yurdu, ofis, iş merkezi, okul, spor salonları, sosyal tesisler, kamu binaları, toplu villa projeleri, 200 daire ve üzeri tüm konut projeleri, camii vb. gibi su tüketiminin çok fazla olduğu yerlerde arıtılmış gri suların yeniden kullanımı mutlaka yerel ve genel yönetimlerce teşvik edilmelidir. Çünkü bu sistemlerin tercih edilip kullanılması ekonomik olması ile de doğru orantılıdır. Bu yüzden elde edilecek net faydanın kabul edilebilir olmadığı durumlarda ancak gerekli politikalar ve teşviklerin artması ile gri su kullanımının yaygınlaşması mümkün olacaktır (Kutlu, Şentürk, & Büyükgüngör, 2017).

4.ARITIM TEKNOLOJİLERİ

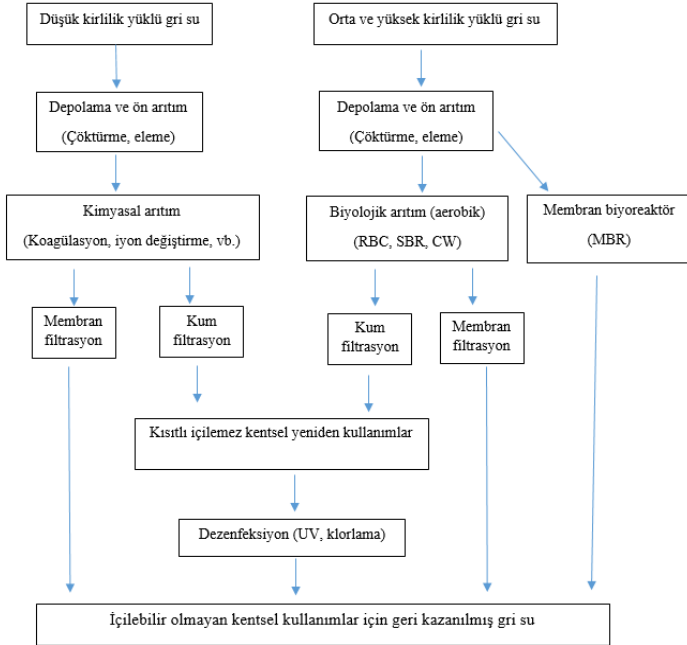
Geri kazanılan gri su, yeniden kullanım için hijyen, güvenlik, estetik, çevresel tolerans ve ekonomik fizibilite gibi şartları

karşılmalıdır. Ancak, uygun su kalitesi standartlarının veya kılavuzlarının olmaması gri suyun uygun şekilde yeniden kullanımını engellemiştir (Lazarova, Hills, & Birks, 2003). Farklı yeniden kullanım uygulamalarının farklı su kalitesi özellikleri gerektirdiği ve bu nedenle basit işlemlerden daha gelişmiş olanlara kadar değişen farklı işlemler gerektirdiği de unutulmamalıdır. Geri kazanılan atık suyun kalitesini kontrol etmek için tek tip olarak uygulanabilir “Uluslararası suyun yeniden kullanımı kılavuzu” bulunmamaktadır. Hatta birçok durumda, ulusal suyun yeniden kullanım kılavuzları eyaletlerden eyaletlere değişiklik göstermektedir (Li vd., 2009).

Gri suyun arıtılması ve yeniden kullanımı için doğal arıtma sistemleri, temel kaba filtreleme, kimyasal prosesler, fiziksel ve fizikokimyasal prosesler ve biyolojik olanlar dahil olmak üzere çok çeşitli teknolojiler kullanılmış veya geliştirilmektedir. İnşa edilmiş sulak alanlar da genellikle çeşitli atık su akışlarını arıtmanın ekonomik ve enerji tüketimi açısından verimli bir yolu olarak önerilmektedir ancak özellikle gri suyu arıtma yeteneği çoğunlukla vaka bazında değerlendirilmiştir (Arden & Ma, 2018). Son zamanlarda, arıtma verimliliğini artırmak için ileri arıtmalar da geliştirilmiştir (Vuppaladadiyam vd., 2019).

Ancak en uygun teknolojinin tam olarak seçilmesi, işletme ölçeği, suyun nihai kullanımı, su maliyetiyle ilgili sosyo-ekonomik faktörler ve bölgesel gelenek ve uygulamalar gibi birçok faktöre bağlıdır (De Gisi vd., 2016). Bu teknolojilerin çoğundan önce ön arıtma olarak bir katı-sıvı ayrıştırma adımı ve ardından son arıtma olarak bir dezenfeksiyon adımı uygulanır. Sonraki arıtmanın tıkanmasını önlemek için, septik tank, filtre torbaları, elek ve filtreler gibi ön arıtmalar, partikül ile yağ ve gres miktarını azaltmak için

uygulanır. Dezenfeksiyon aşaması ise mikrobiyolojik gereklilikleri karşılamak için kullanılır (Li vd., 2009). Gri suyun içilebilir amaçlı olmayan kullanımı için önerilen arıtma prosesleri Şekil 2’de verilmiştir.



Şekil 2: İçilebilir Olmayan Kentsel Kullanımlar İçin Gri Su Geri Dönüşüm Planları (Li vd., 2009)

Aşağıda gri su arıtma teknolojileri ve elde edilen sonuçlar incelenmiştir. Genel olarak, gri sular düşük maliyetli, düşük teknolojiye sahip arıtma sistemleri ile güvenli bir şekilde yeniden kullanıma olanak tanıyan çok yüksek bir kaliteye kadar arıtılabilir (Maimon & Gross, 2018).

Fiziksel Arıtım

Fiziksel arıtmalar kaba kum ve toprak filtrasyonu ile membran filtrasyonunu içermekte ve bunu çoğunlukla bir

dezenfeksiyon adımı takip etmektedir. Kaba filtre tek başına gri suda bulunan kirleticilerin giderilmesinde sınırlı bir etkiye sahiptir. Sonuç olarak, fiziksel işlemler gri su arıtımı ve yeniden kullanımı için tek başına yeterli değildir (Li vd., 2009).

Kimyasal Arıtım

Gri su arıtımı ve yeniden kullanımı için çok az kimyasal proses rapor edilmiştir. Gri su arıtımı için uygulanan kimyasal prosesler arasında koagülasyon (Ghaitidak & Yadav, 2013), fotokatalitik oksidasyon (Birben, Uyguner-Demirel, & Bekbolet, 2016), iyon değişimi ve granüler aktif karbon (Sharaf, Guo, Shoults, Ashbolt, & Liu, 2020) yer almaktadır.

Biyolojik Arıtım

Dönen biyolojik kontaktör (RBC) (Baban vd., 2010), ardışık kesikli reaktör (SBR) (Lamine, Bousselmi, & Ghrabi, 2007), anaerobik çamur örtüsü (UASB) (Elmitwalli & Otterpohl, 2007), yapay sulak alan (CW) (Avery vd., 2007) ve membran biyoreaktörler (MBR) (Atanasova vd., 2017) gri su arıtımı için uygulanmaktadır. MBR prosesinin yanı sıra, biyolojik proseslerin çoğunu bir filtrasyon adımı (örneğin kum filtrasyonu) ve/veya içilemez yeniden kullanım standartlarını karşılamak için bir dezenfeksiyon adımı takip etmektedir (Li vd., 2009).

Gerçek ortamdan elde edilen gri suyun arıtılabilirliğini ve giderim performansını belirlemek için Asan, Gürel, & Büyükgüngör, (2020) tarafından gerçekleştirilen çalışmada batık tip bir membran biyoreaktör sistemi kullanılmıştır. Bu çalışmada KOİ, TN ve TP parametrelerinde sırasıyla %96, %73 ve %64 azalma tespit edilmiştir. Kentsel atıksu arıtımı yönetmeliğindeki (2006) ilgili standartlar baz alındığında çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunun

deşarj limitlerinin altında olduğu, TN ve TP konsantrasyonlarının ise deşarj limitlerinin biraz üzerinde olduğu görölmüştür. Arıtmadan elde edilen çıkış suyunun sulama amaçlı yeniden kullanıma uygun olacağı çalışma sonucunda açıklanmıştır (Asan vd., 2020).

Sırasıyla Tablo 7, 8 ve 9’da gri su arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler verilmiştir. Tablo 10’da ise gri su arıtma işlemi sırasında uygulanabilecek biyolojik arıtma sistemlerinin avantaj ve dezavantajları sunulmuştur (Khalil & Liu, 2021; Rakesh, Ramesh, Murugaragavan, Avudainayagam, & Karthikeyan, 2020).

Tablo 7: Gri Su Arıtımı İçin Fiziksel Prosesler [(Li vd., 2009)'dan alınmıştır. Detaylar için kaynağa ulaşınız.] G: Giriş C: Çıkış

Proses	TAK		Bulanıklık		KOİ		BOİ		TN		TP		Toplam koliform		Fekal koliform	
	mg/L		NTU		mg/L		mg/L		mg/L		mg/L		(cfu/100 ml)		(cfu/100 ml)	
	G	C	G	C	G	C	G	C	G	C	G	C	G	C	G	C
Kartuş filtre	19	8 V	21	7 X	-	-	-	-	-	-	-	-	2x10 ⁸	2x10 ⁶ X	-	-
Kum filtre+membran+ dezenfeksiyon	-		18	0 V	65	18	23	8 V	-	-	-	-	-	-	-	-
Filtrasyon+ dezenfeksiyon	-		21	7 X	157	47	-	-	-	-	-	-	2x10 ⁵	13 V	-	-
Eleme+çöktürme+ çoklu ortam filtresi+Ozonloma	67	21 V	82	26 X	-	-	130	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eleme+çöktürme+ dezenfeksiyon	44	19 V	20	17 X	171	78	-	-	11.4	7.1	-	-	-	-	-	-
Toprak filtre	105	23 V	-	-	271	40.6	477	81 X	20.7	4.4	3.8	0.6	-	-	-	-
UF membran (400 kDa)	-	-	18	1.4 V	146	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
UF membran	35	18 V	-	-	280	130	195	86 X	-	-	-	-	-	-	-	-
NF membran	28	0 V	30	1 V	226	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RO membran	18	0 V	-	-	130	3	86	2 V	-	-	-	-	-	-	-	-
Filtrasyon+Aktif karbon+Kum filtre+Dezenfeksiyon	9	4 V	13	6 X	51	35	-	-	-	-	-	-	>200	0 V	-	-
UF membran	-	-	-	-	451	117	274	53 X	-	-	-	-	-	-	-	-

Tablo 8: Gri Su Arıtımı İçin Kimyasal Prosesler [(Li vd., 2009)'dan alınmıştır. Detaylar için kaynağa ulaşınız.]

Proses	TAK		Bulanıklık		KOİ		BOİ		TN		TP		Toplam koliform		Fekal koliform	
	mg/L		NTU		mg/L		mg/L		mg/L		mg/L		(cfu/100 mL)		(cfu/100 mL)	
	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç
Elektro-koagülasyon+ Dezenfeksiyon	29	9 V	43	4 X	52	22	23	9 V	-	-	-	-	2x10 ⁸	2x10 ⁶ X	-	-
Koagülasyon+Kum filtre+GAC*	35	<5 V	-	-	280	20	195	10 V	-	-	-	-	-	-	-	-
Alüminyum tuzu ile koagülasyon	-	-	46.6	4.28 X	791	287	205	23 V	18	15.7	1.66	0.09	-	< 1 V	-	-
Magnetik iyon değişim reçinesi	-	-	46.6	8.14 X	791	272	205	33 X	18	15.3	1.66	0.91	-	< 59 V	-	-

*GAC: Granül aktif karbon G: Giriş Ç: Çıkış

Tablo 9: Gri Su Arıtımı İçin Biyolojik Prosesler [(Li vd., 2009)'dan alınmıştır. Detaylar için kaynağa ulaşınız.]

Proses	TAK		Bulanıklık		KOI		BOI		TN		TP		Toplam koliform (cfu/100 mL)		Fekal koliform (cfu/100 mL)	
	mg/L		NTU		mg/L		mg/L		mg/L		mg/L					
	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç	G	Ç
Çöktürme+RBC+UV dezenfeksiyon	-	-	-	-	100-430	-	50-250 BOI ₇	<5 V BOI ₇	5-10	-	0.2-0.6	-	10 ⁴ -10 ⁸	<10 ³	10-10 ⁸	<10 ² V
Akışkan yataklı reaktör+UV dezenfeksiyon	-	-	-	-	113-633	-	70-300 BOI ₇	<5 V BOI ₇	-	-	-	-	10 ³ -10 ⁵	<10 ⁴	10-10 ³	<10 ³ V
Eleme+RBC+kum filtrasyon+klorlama	43	7.9 V	33	0.61 V	158	40	59	2.3 V	-	-	4.8	2	-	-	5.6x10 ⁵	0.1 V
MBR	-	ND V	-	-	130-322	18	99-221	<5 V	-	-	-	-	-	-		ND V
MBR		< 1V			493	24			21	10	7.4	3.5	-	-		
MBR	-	-	29	0.5 V	109	15	59	4 V	15.2	5.7	1.6	1.3	-	-	1.4x10 ⁵	68 V
UASB	-	-	-	-	681	469.9	-	-	27.1	20.6	9.9	7.5	-	-	-	
	-	-	-	-	647	381.7	-	-	27.1	20.6	9.7	7.6	-	-	--	
	-	-	-	-	682	456.9	-	-	27.3	24.0	9.9	8.9	-	-		
Yapay sulak alan	158	3 V	-	-	839	157	466	0.7 V	34.3	10.8	22.8	6.6	-	-	5x10 ⁷	2x10 ⁵ X
SBR, SRT=378 d HRT= 5.9 h	-	-	-	-	827	100	-	-	29.9	26.5	8.5	5.8	-	-	-	

Not: Tablo 7, 8 ve 9'da

V: Yeniden kullanım klavuzuna uygun.

X: Yeniden kullanım klavuzundaki şartları karşılamıyor.

Tablo 10: Gri Su Biyolojik Arıtma Sistemlerinin Avantaj ve Dezavantajları

Teknoloji	Avantaj	Dezavantaj
Dönen biyolojik reaktör (RBC)	- İşletme kolaylığı ve personel teknik gereksinimleri azdır. Bu özellik teknolojinin yerinde gri su arıtımı için kullanılmasını sağlar. - Nispeten düşük enerji maliyetleri	- Antimikrobiyal maddelerin varlığı nedeniyle potansiyel biyofilm oluşumu sorunları. - Son arıtıcıya ek olarak seri düzende tanklar ayak izini artırır. - Aktif çamur teknolojilerine kıyasla daha düşük KOİ giderim verimleri - Laboratuvar koşullarında kanıtlanmış ve etkili sonuçlar, saha koşullarına uygunlukları hakkında yetersiz bilgi
Hareketli Yataklı Biyo-Reaktör (MBBR) ve IFAS	- Şok yüklere karşı güçlü tolerans. - Gri suyun yerinde arıtılmasına uygun olan geleneksel sistemlere göre daha kompakttır.	- Antimikrobiyal ajanların varlığı nedeniyle potansiyel biyofilm oluşumu sorunları. - Kabarcık difüzyörlü havalandırma sistemi yüksek enerji gerektirir. - Kabarcık havalandırma ve yüzey aktif maddelerin varlığı nedeniyle kullanılırken köpürme meydana gelebilir.
MABR	- Eş zamanlı karbon ve azot giderimi, - %100'e varan oksijen kullanım verimliliği, - Yüzey aktif maddelerin varlığında köpürmeyi önleyen kabarcıksız havalandırma, - Daha az oksijen ve buna bağlı olarak düşük enerji gereksinimi.	- Antimikrobiyal ajanların varlığı nedeniyle işletmeye alma süresinin uzunluğu ve biyofilm oluşumu, - Zorlu biyofilm kalınlığı kontrolü.
SBR	- Esnek çalışma, - Hem azot hem de fosfor giderimi mümkündür, - Ekonomik proses, son arıtıcıya gerek yoktur.	- Yüksek tepe noktaları çalışmayı aksatabilir. - Kabarcık havalandırma ve yüzey aktif maddelerin varlığı nedeniyle kullanılırken köpürme meydana gelebilir. - Yüksek vasıflı operatörler gerektirir. - Sürekli güç kaynağı gereklidir. - Çözünmüş oksijen seviyeleri ve karışık sıvı askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonu eşit şekilde muhafaza edilmelidir.

<i>Tablo 10 (Devamı): Gri Su Biyolojik Arıtma Sistemlerinin Avantaj ve Dezavantajları</i>		
Teknoloji	Avantaj	Dezavantaj
Membran bioreaktör teknolojisi (MBR)	- Diğer biyolojik arıtma sistemlerine kıyasla yüksek giderim verimleri, - Kompaktlığı ve az yer kaplaması, yerinde gri su arıtımı için uygun olmasını sağlar. - Diğer atıksuları arıtan MBR'lere göre daha az enerji veya kimyasal yoğun membran kirlenme kontrol stratejileri. - Düşük itici güç, maliyeti düşüren MBR ile gri su arıtımı için daha uygundur. - Gri suda yüksek yüzey aktif madde konsantrasyonu daha az kirlenmeye yol açabilir.	- Yüksek sermaye ve işletme maliyeti, - Proses karmaşıklığı nedeniyle kalifiye personele ihtiyaç duyar, bu da yerinde arıtma için dezavantajlı olabilir. - Besin maddesi eksikliği nedeniyle verimlilik azalabilir. - Yüksek enerji tüketimi nedeniyle hava püskürtme dışında alternatif kirlenme kontrol yaklaşımı araştırılmalıdır. - Yoksul kentsel alanlarda gri su arıtımı için uygun değildir.
Yukarı akışlı anaerobik çamur örtüsü teknolojisi (UASB)	- Besin maddesi ilavesine gerek yoktur. - Gri suyun nispeten yüksek sıcaklığı, onu yüksek oranlı anaerobik sistemler için daha uygun hale getirir. - Kolloidal KOİ'nin nispeten yüksek giderim verimi. - Çamurun düşük miktarlarda olması yerinde arıtma için çok uygundur.	- Birçok yüzey aktif madde biyolojik olarak parçalanamaz. - Bazı yüzey aktif maddeler metanojenezi engeller. - Uzun HRT gereklidir. - Aerobik arıtmaya kıyasla daha düşük TCOD giderimi. - KOİ gideriminin %70'inden daha azını gerçekleştirir. - <i>E. coli</i> azaltımı için yetersizdir. - Anaerobik bakteriler için birçok yerde kolayca elde edilemeyen sıkı sıcaklık bakımı.
Kombine aerobik+ anaerobik sistemler	- Aerobik arıtma için besin eksikliği ve anaerobik arıtmada yüzey aktif maddelerin inatçılığı sınırlamalarını nispeten ortadan kaldırır.	- Maliyetli ve pahalı bir çözümdür. - Kullanımı kolay bir seçenek değildir.

5.SONUÇ

Gri su, tuvaletlerden gelen atık su hariç olmak üzere evlerden veya binalardan gelen atık sudur. Etkileyen çeşitli faktörlere bağlı olarak gri suyun kalitesi kimyasal ve biyolojik açıdan değişebilir.

Atık su arıtma tesislerine deşarjın azaltılması ve içme suyu talebinin dengelenmesi ile birlikte gri su geri dönüşümü, daha fazla su sürdürülebilirliği ve esnekliği elde etmek için makul bir çözüm olacaktır. Şuanda kültürel önyargılar, estetik vb. gibi çeşitli nedenlerle gri suyun yeniden kullanımı konusunda kamuoyu muhalefeti yaygın bir engeldir. Risk algısı sosyal gruplar veya kültürler arasında farklılık göstermektedir. Özellikle gri su geri dönüşümünün avantajlarını anlamada eğitim önemli bir rol oynamaktadır.

Geri kazanılan gri sular farklı kullanım amaçları için kullanılmaktadır. Bu nedenle gri sular içilebilir standartlar yerine içilemez standartlara göre arıtılırsa, yoğun olmayan arıtma süreçleri ile daha az kaynak harcanabilir. Ayrıca gri suyun yeniden kullanımı/geri dönüşümü için uygun teknolojilerin değerlendirilmesine ilişkin çalışmalar artırılmalıdır. Gri su yeniden kullanımının çevre üzerinde oluşturacağı etkilere karşı mutlaka önlemler alınmalı, bu sorun göz ardı edilmemelidir. Gri suyun yeniden kullanımı için gerekli şartları sağlayan bir standart kılavuz hazırlanarak tüm dünyada bu ortak standartların kullanımı sağlanmalıdır. Böylece arıtılmış gri suyun yeniden kullanımı için kabul görebilirlik oranı artarken mevcut su kaynaklarının sürdürülebilirliği konusunda da önemli bir adım atılmış olacaktır.

KAYNAKLAR

Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., & Dickinson, W. T. (2003). Effect of Application of Surfactants on Hydraulic Properties of Soils. *Biosystems Engineering*, 84(3), 363-372. [https://doi.org/10.1016/S1537-5110\(02\)00244-1](https://doi.org/10.1016/S1537-5110(02)00244-1)

Al-Hamaiedeh, H., & Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256(1-3), 115-119. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.02.004>

Al-Husseini, T. H., Al-Anbari, R. H., & AL-Obaidy, A. H. M. (2021). *Greywater environmental management: A review*. 779(1), 012100. IOP Publishing.

Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of the Total Environment*, 630, 587-599.

Asan, C., Gürel, L., & Büyükgüngör, H. (2020). Batık ultrafiltrasyon membran biyoreaktörü ile gerçek gri su arıtımı. *Konya mühendislik bilimleri dergisi (Online)*.

Asslouj, J., Kholtei, S., Amrani-Paaza, N., & Hilali, A. (2007). The impact of anthropogenic activities on the quality of groundwater of the Mzamza community (Chaouia, Morocco). *Water Sci*, 20, 309-321.

Atanasova, N., Dalmau, M., Comas, J., Poch, M., Rodriguez-Roda, I., & Buttiglieri, G. (2017). Optimized MBR for greywater reuse systems in hotel facilities. *Journal of Environmental Management*, 193, 503-511. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.041>

Avery, L. M., Frazer-Williams, R. A. D., Winward, G., Shirley-Smith, C., Liu, S., Memon, F. A., & Jefferson, B. (2007). Constructed wetlands for grey water treatment. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7(3), 191-200. [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70101-5](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70101-5)

Baban, A., Hocaoglu, S. M., Atasoy, E. A., Gunes, K., Ayaz, S., & Regelsberger, M. (2010). Grey water treatment and reuse by using RBC: A kinetic approach. *Desalination and Water Treatment*, 23(1-3), 89-94. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1955>

Beck, S. E., Rodríguez, R. A., Salveson, A., Goel, N., Rhodes, S., Kehoe, P., & Linden, K. G. (2013). Disinfection Methods for Treating Low TOC, Light Graywater to California Title 22 Water Reuse Standards. *Journal of Environmental Engineering*, 139(9), 1137-1145. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000738](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000738)

Birben, N. C., Uyguner-Demirel, C. S., & Bekbolet, M. (2016). Photocatalytic Removal of Microbiological Consortium and Organic Matter in Greywater. *Catalysts*, 6(6). <https://doi.org/10.3390/catal6060091>

Chu, J., Chen, J., Wang, C., & Fu, P. (2004). Wastewater reuse potential analysis: Implications for China's water resources management. *Water Research*, 38(11), 2746-2756. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.04.002>

De Gisi, S., Casella, P., Notarnicola, M., & Farina, R. (2016). Grey water in buildings: A mini-review of guidelines, technologies and case studies. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 33(1), 35-54.

Elmitwalli, T. A., & Otterpohl, R. (2007). Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Research*, 41(6), 1379-1387. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.016>

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(1), 85-104. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)

Filali, H., Barsan, N., Souguir, D., Nedeff, V., Tomozei, C., & Hachicha, M. (2022). Greywater as an alternative solution for a sustainable management of water resources—A review. *Sustainability*, 14(2), 665.

Ghaitidak, D. M., & Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater—A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2795-2809.

Higgins, J., Warnken, J., Sherman, P., & Teasdale, P. (2002). Survey of users and providers of recycled water: Quality concerns and directions for applied research. *Water Research*, 36(20), 5045-5056. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00158-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00158-6)

Khalil, M., & Liu, Y. (2021). Greywater biodegradability and biological treatment technologies: A critical review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 161, 105211.

Khanam, K., & Patidar, S. (2022). Greywater characteristics in developed and developing countries. *Materials Today: Proceedings*, 57, 1494-1499.

Kutlu, S., Şentürk, İ., & Büyükgüngör, H. (2017). Alanya ilçesinde seçilen pilot bölge için gri su potansiyelinin belirlenmesi.

Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 17(2), 580-589.

Lamine, M., Bousselmi, L., & Ghrabi, A. (2007). Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination*, 215(1), 127-132. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.11.017>

Lazarova, V., Hills, S., & Birks, R. (2003). Using recycled water for non-potable, urban uses: A review with particular reference to toilet flushing. *Water Science & Technology: Water Supply*, 3, 69-77.

Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the total environment*, 407(11), 3439-3449.

Maimon, A., Friedler, E., & Gross, A. (2014). Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. *Science of the Total Environment*, 487, 20-25.

Maimon, A., & Gross, A. (2018). Greywater: Limitations and perspective. *Current opinion in environmental science & health*, 2, 1-6.

Maimon, A., Tal, A., Friedler, E., & Gross, A. (2010). Safe on-Site Reuse of Greywater for Irrigation—A Critical Review of Current Guidelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3213-3220. <https://doi.org/10.1021/es902646g>

Metcalf, E. (2003). Inc., wastewater engineering, treatment and reuse. *New York: McGraw-Hill*.

Ormerod, K. J., & Scott, C. A. (2013). Drinking Wastewater: Public Trust in Potable Reuse. *Science, Technology, & Human Values*, 38(3), 351-373. <https://doi.org/10.1177/0162243912444736>

Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., & Weinberg, D. (2014). Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research*, 58, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.032>

Penn, R., Hadari, M., & Friedler, E. (2012). Evaluation of the effects of greywater reuse on domestic wastewater quality and quantity. *Urban Water Journal*, 9(3), 137-148.

Pham, T. T. N., Ngo, H. H., Guo, W., Dang, H. P. D., Mainali, B., Johnston, A., & Listowski, A. (2011). Responses of community to the possible use of recycled water for washing machines: A case study in Sydney, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(5), 535-540. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.01.004>

Pidou, M., Memon, F. A., Stephenson, T., Jefferson, B., & Jeffrey, P. (2007). *Greywater recycling: Treatment options and applications*. 160(3), 119-131. Thomas Telford Ltd.

Pinto, U., & Maheshwari, B. L. (2010). Reuse of greywater for irrigation around homes in Australia: Understanding community views, issues and practices. *Urban Water Journal*, 7(2), 141-153. <https://doi.org/10.1080/15730620903447639>

Prathapar, S. A., Jamrah, A., Ahmed, M., Al Adawi, S., Al Sidairi, S., & Al Harassi, A. (2005). Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. *Desalination*, 186(1-3), 177-186. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.01.018>

Rakesh, S., Ramesh, P., Murugaragavan, R., Avudainayagam, S., & Karthikeyan, S. (2020). Characterization and treatment of grey water: A review. *IJCS*, 8(1), 34-40.

Samayamanthula, D. R., Sabarathinam, C., & Bhandary, H. (2019). Treatment and effective utilization of greywater. *Applied Water Science*, 9, 1-12.

Santos, C., Matos, C., & Taveira-Pinto, F. (2014). A comparative study of greywater from domestic and public buildings. *Water Supply*, 14(1), 135-141. <https://doi.org/10.2166/ws.2013.181>

Santos, C., Taveira-Pinto, F., Cheng, C., & Leite, D. (2012). Development of an experimental system for greywater reuse. *Desalination*, 285, 301-305.

Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2020). Quantity and quality characteristics of greywater: A review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110266.

Sharaf, A., Guo, B., Shoults, D. C., Ashbolt, N. J., & Liu, Y. (2020). Viability of a Single-Stage Unsaturated-Saturated Granular Activated Carbon Biofilter for Greywater Treatment. *Sustainability*, 12(21). <https://doi.org/10.3390/su12218847>

Travis, M. J., Wiel-Shafran, A., Weisbrod, N., Adar, E., & Gross, A. (2010). Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the Total Environment*, 408(12), 2501-2508.

Van de Walle, A., Kim, M., Alam, M. K., Wang, X., Wu, D., Dash, S. R., Kim, J. (2023). Greywater reuse as a key enabler for improving urban wastewater management. *Environmental Science and Ecotechnology*, 100277.

Vuppaladadiyam, A. K., Merayo, N., Prinsen, P., Luque, R., Blanco, A., & Zhao, M. (2019). A review on greywater reuse: Quality, risks, barriers and global scenarios. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18, 77-99.

BÖLÜM V

Enerji Verimliliği İçin Kesaaladin Simülasyonu ile Baca Tasarımı

Ahmet Karahan¹
Figen Balo²

1. Giriş

Yeni inşa edilecek binalar için yapılan projelendirmelerde veya mevcut binalar için yapılacak yenileme işlemlerinde dikkate alınması gereken en önemli konulardan biri termal konfordur. Tesislerin veya binaların erken projelendirme aşamalarında yapılan hesaplamalar ve ergonomik düzenlemeler doğru bir şekilde uygulandığında en yüksek düzeyde enerji yönetiminin optimum oranda gerçekleşmesine olanak tanımaktadır [1-3]. Binaya ait alt sistemlerde kullanılan ekipmanlar yardımıyla farklı ölçme

¹ Malatya Turgut Özal Üniversitesi, Yeşilyurt Meslek Yüksekokulu, Elektronik ve Otomasyon Bölümü, 44100, Malatya, Türkiye, ORCID: 0000-0002-3954-8685,

² Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Met.ve Malz Bölümü, 23100, Elazığ, Türkiye, ORCID:0000-0001-5886-730

tekniklerini kullanarak enerji verimliliği, olabilecek en üst düzeye getirilebilmektedir. Yani enerji en az miktarda harcanarak konfor şartları sağlanabilir. Enerjinin verimli kullanılması için bir diğer yol da atık enerjiyi geri kazanmak amacıyla potansiyelinin değerlendirilmesi veya yenilenebilir enerji kaynaklarına dayanan enerji üretim sistemlerinin bina enerjisini karşılamak için değerlendirilmesidir [4]. Bu sistemler bina toplam sistemine dahil edildiğinde enerji maliyetleri daha temiz kaynaklardan sağlanır ve düşer. Bu sayede işletmelerin üzerinde mevcut maliyet yükünün bir kısmı azaltmış olur. Türkiye’de Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı tarafından 2011 yılında yayınlanan yönetmeliğe göre bütün yapılar yeni yapı kategorisinde görülmektedir [5]. Yayınlanan yönetmelikte yeni inşa edilen bütün yapılarda enerjinin verimli kullanılması için enerji performanslarını iyileştirme konusunda yapılması gerekenlerin uygulamaya alınması zorunlu tutulmuştur. Bunun dışında Dünya çapında birçok ülke tarafından kabul gören yapılarda enerji performansına dair direktifleri içeren bazı anlaşmalarda 2030 ve 2050 yıllarına kadar bütün yeni yapılarda belli düzenlemelerin yapılarak sıfır enerjiye yaklaşan belirlenmiş sınıflara dahil olması gerekmektedir [6, 7]. Yapılarda yalıtım standartlarına, mimari tasarıma ve iklim şartlarına göre sıcak su, aydınlatma, CO₂ salınımı, havalandırma, soğutma ve ısıtma alanlarının iyileştirmesi için çalışmalar yapılmalıdır. İlgili bakanlık bu konuda yapılan çalışmalar için teşvik ve ekonomik olarak da destekler vermektedir. Verilen destekler teknolojik gelişmeleri de kapayacak şekilde güncel olarak değiştirilmektedir. Yapılarda enerji verimliliği uygulamalarında yapılması gereken bazı düzenlemeler aşağıdaki gibi sıralanabilir [8-10].

- Tesislerde veya binalarda enerjiyi akıllıca kullanarak en yüksek performansın sağlanması için enerji etüdünü yaptırmak zorunda ortaya çıkmıştır. Üretim ve bina tesisi detaylı bir şekilde incelenerek yapılacak enerji etüdü sayesinde elde edilen analiz sonuçlarının finansal sonuçları ile birlikte değerlendirilmesi önemlidir.

-Yapının yönü güneş ışığını gün boyunca görme süresini ve açısını en faydalı olacak şekilde alabilecek şekilde ayarlanmalıdır.

-Yapıların mimari tasarımında enerji verimliliğinin gerektirdiği standartlara uygunluğu önemlidir.

-Yapılarda aydınlatma ihtiyacının karşılanması için daha tasarruflu aydınlatma sistemlerinin tercih edilmesi gerekmektedir.

-Yapılarda A enerji sınıfında teknolojik cihazlar tercih edilmelidir. Kullanım sürelerinin üzerinde enerji tüketimleri azaltılmalıdır.

-Soğutma amacıyla sisteme eklenen cihazlar olabildiğince dış ortam sıcaklığı 30°C'nin altında kullanılmalı ve kullanıldığı zaman sıcaklık 24°C'de sabit olacak şekilde ayarlanmalıdır.

-Basınçlı havayla çalışan sistemlerde cihazlar için boşta çalışma süresi azaltılmalıdır. Sistemin hava kalitesini uygun koşullarda tutması sağlanmalı ve periyodik biçimde kaçak olup olmadığı test edilmelidir.

-Havalandırma sisteminin yükünü azaltacak şekilde doğal havalandırmayı destekleyecek tasarımlar yapılmalıdır.

-Isıtma sistemi için uygun radyatör seçimi yapılarak düzenli bakımı yapılmalıdır.

-Termal enerji, rüzgâr enerjisi, güneş enerjisi vb. yenilenebilir kaynakların kullanımını sisteme dahil ederek enerji performansını artırma konusunda teşvikler dikkate alınmalıdır.

-Merkezi olarak tasarlanan ısıtma sistemleri için enerji kaynağı seçiminde kömür gibi kötü emisyonlu yakıtlar yerine doğalgaz gibi temiz yakıtlar seçilmesi önemlidir.

-Mekanik sistemler tasarlanırken daha enerjik malzemelerin seçilmesi önemlidir. Mesela, kombi seçiminde standart özelliklerde bir kombiden ziyade yoğunmalı kombi tercih edilmelidir. Bu sayede ısıtma için gerekli yakıt tüketimi azaltılarak ısıtma işlemi için harcanan enerji azaltılabilmektedir.

-Kapı ve pencerelerin kış aylarında iç ortamın havasını dış ortama sızdırmaması gerekmektedir. Bu nedenle son yıllarda ısıcam ve çift cam kullanımının yaygınlaştırılmasıyla ısı kayıplarının azaltılması sağlanmaktadır.

-Bir yapının yer aldığı iklim bölgesine ait veriler dikkate alınarak bina kabuğunun yalıtılması binanın enerji performansını direkt etkilemektedir. Mesela; aynı konum üzerinde yer alan aynı mekanik sistem ve mimari özelliklere sahip olan yapıya iki değişik kalınlıkta yalıtım malzemesi uygulandığında yapının enerji verimliliğinde büyük değişiklikler meydana gelmektedir. Yalıtım kalınlığının uygun seviyede artırılması durumunda enerji kayıpları azalabilmektedir. Çatı en büyük kayıpların olduğu alanlardan biri olarak öne çıktığından mutlaka uygun biçimde yalıtılmalıdır. Çünkü ısınan hava daima yukarıya doğru yükseldiği için kış aylarında ısıtılmış iç ortam havasının muhafaza edilmesi çatının doğru yalıtım malzemeleriyle standartlara uygun yalıtılması sayesinde çatının

ısıtma yükünün hafifletilmesiyle enerji kaybının azaltılması sağlanabilmektedir.

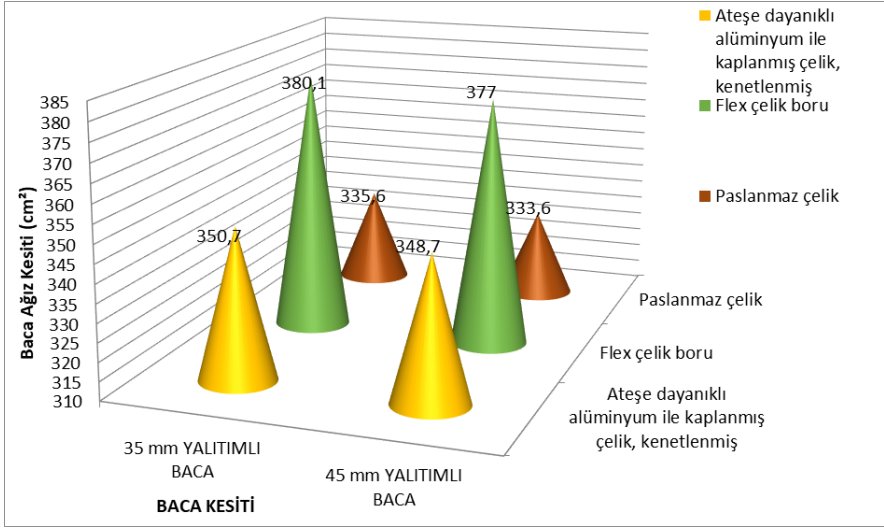
-Isıtma cihazına bağlantılı çalışan baca sistemleri, cihazın enerji verimliliğini direk etkilediğinden baca sistemlerinin optimal tasarımı yapılmalıdır.

Bu çalışmada, KesaAladin simülasyon programı kullanılarak Yozgat ili iklim şartlarında tasarlanan konut binasının enerji verimliliğini araştırılmıştır. Konut binası 175 000 Kcal/h kapasitesinde doğal gazla çalışan bir ısıtma cihazı ile ısı enerjisini sağlamaktadır. Dairesel baca kesitli formda tasarlanan baca sisteminde baca sisteminin yapı malzemesi olarak üç farklı malzeme [paslanmaz çelik, flex çelik boru, ateşe dayanıklı alüminyum ile kaplanmış çelik (kenetlenmiş)] ve iki farklı kalınlıkta taş yünü yalıtım malzemesi [35 mm ve 45 mm] kullanılması durumunda tasarlanan alternatif senaryolar simülasyon analizi ile elde edilen sonuçlar dahilinde kıyaslanarak binanın enerji verimliliğine etkisi tespit edilmiştir.

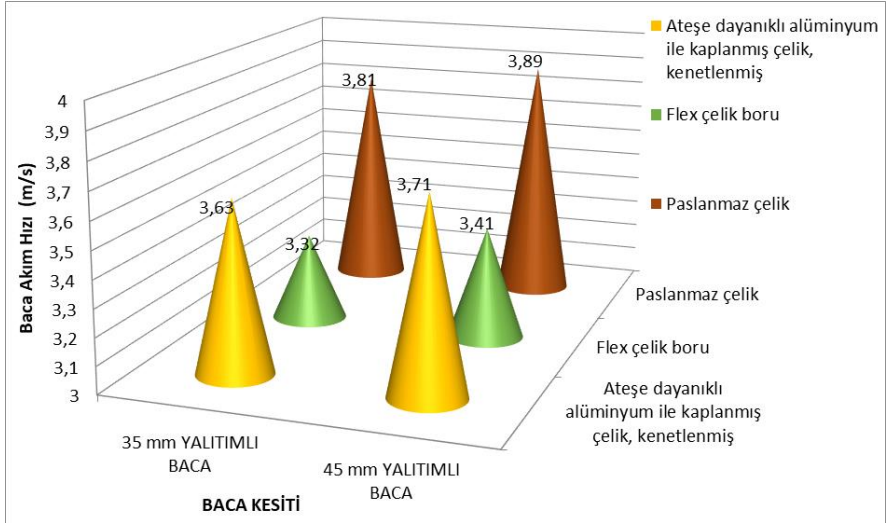
2. Analiz sonuçları ve değerlendirmeler

KesaAladin simülasyon programı Almanya tarafından geliştirilen ve Avrupa standartlarına göre baca sistemi hesaplaması yapabilen bir yazılımdır. Bu çalışmada, Yozgat ilinde 175 000 kcal/h kapasitesinde doğal gazla çalışan bir ısıtma cihazına sahip bir konut binasına bağlı olarak daireysel baca kesitli formda tasarlanan bir baca sisteminin yapı malzemesi olarak üç farklı malzeme ve iki farklı kalınlıkta taş yünü yalıtım malzemesi ile projelendirilmesi durumunda KesaAladin simülasyon programı kullanılarak elde edilen analiz sonuçları aşağıda verilen karşılaştırmalı grafiklerle sunulmuştur.

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca ağız kesit karşılaştırması Şekil 1’de gösterilmiştir. En küçük baca ağız kesit çapı paslanmaz çelik malzemeyle 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 333.6 cm^2 olarak elde edilmiştir.

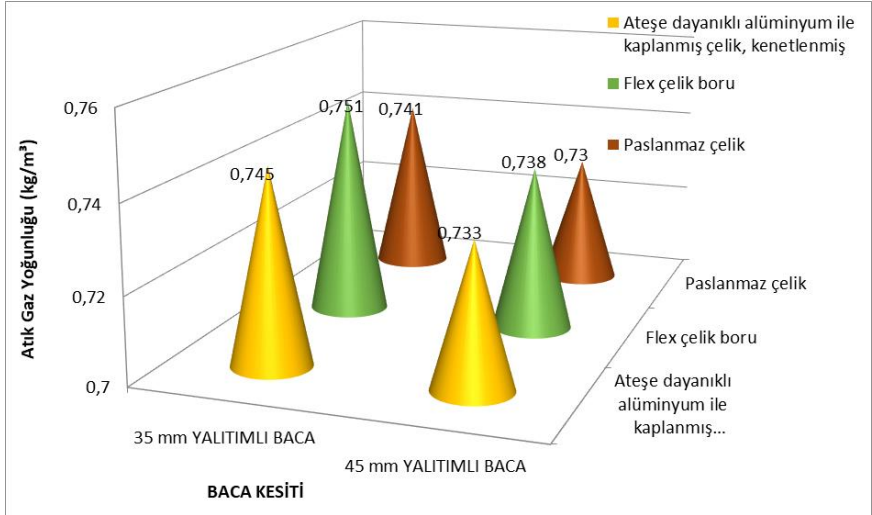


Şekil 1. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca ağız kesit karşılaştırması



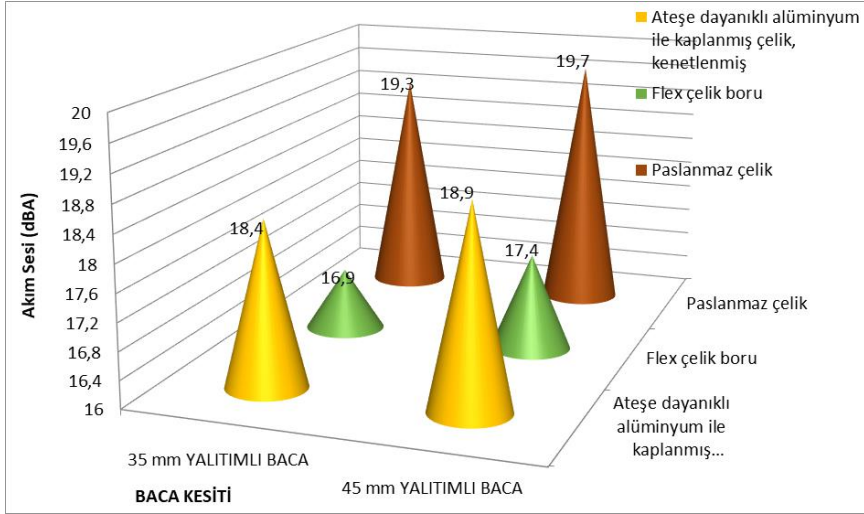
Şekil 2. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca akım hızı karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca akım hızının karşılaştırması Şekil 2’de sunulmuştur. En düşük baca akım hızı 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada flex çelik boru malzemesiyle 3.32 m/s ve en yüksek baca akım hızı 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada paslanmaz çelik baca malzemesi kullanıldığında 3.89 m/s olarak belirlenmiştir.



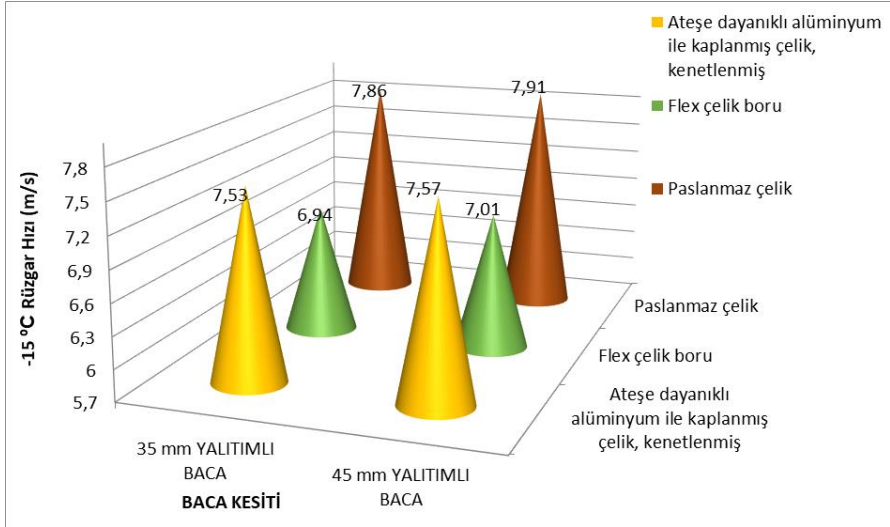
Şekil 3. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz yoğunluğu karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz yoğunluğu karşılaştırması Şekil 3’de detaylandırılmıştır. En düşük atık gaz yoğunluğu 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada paslanmaz çelik baca malzemesi kullanıldığında 0.73 kg/m^3 olarak tespit edilmiştir.



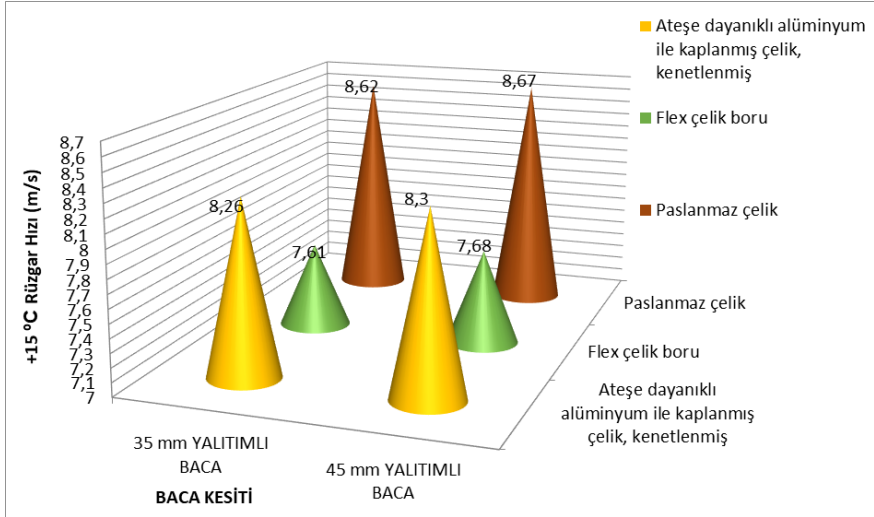
Şekil 4. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca akım sesi karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca akım sesi karşılaştırması Şekil 4'te görselleştirilmiştir. En fazla baca akım sesi 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada paslanmaz çelik malzemeyle 19.7 dBA olarak analiz edilmiştir.



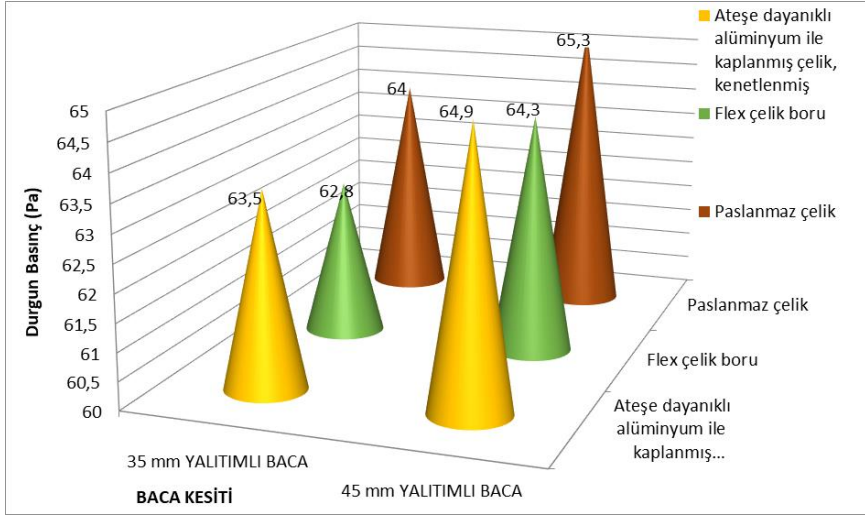
Şekil 5. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca -15°C rüzgar hızı karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca -15°C rüzgar hızı karşılaştırması Şekil 5’da verilmiştir. -15°C ’de en düşük rüzgar hızları flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 6.34 m/s, 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 7.01 m/s olarak bulunmuştur.



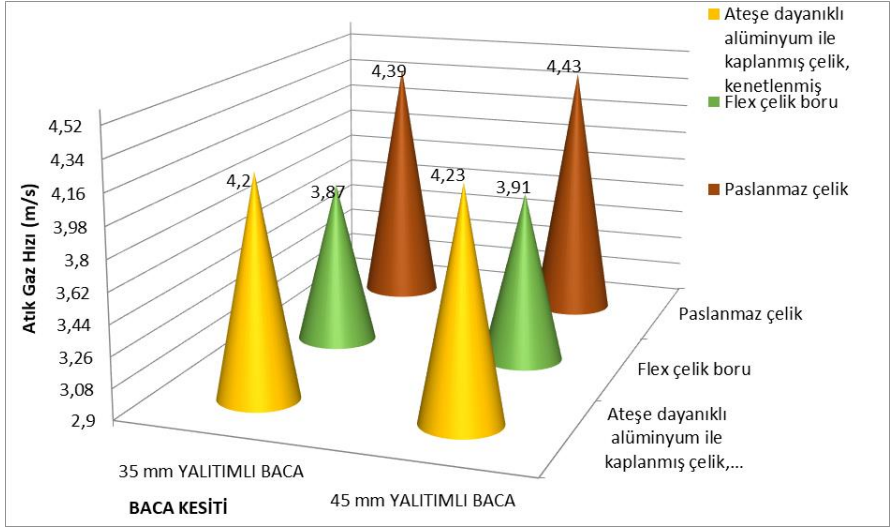
Şekil 6. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca +15°C rüzgar hızı karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca +15°C rüzgar hızı karşılaştırması Şekil 6’de gösterilmiştir. +15°C’de en yüksek rüzgar hızları paslanmaz çelik malzemeye 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 8.62 m/s, ve 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 8.67 m/s olarak belirlenmiştir.



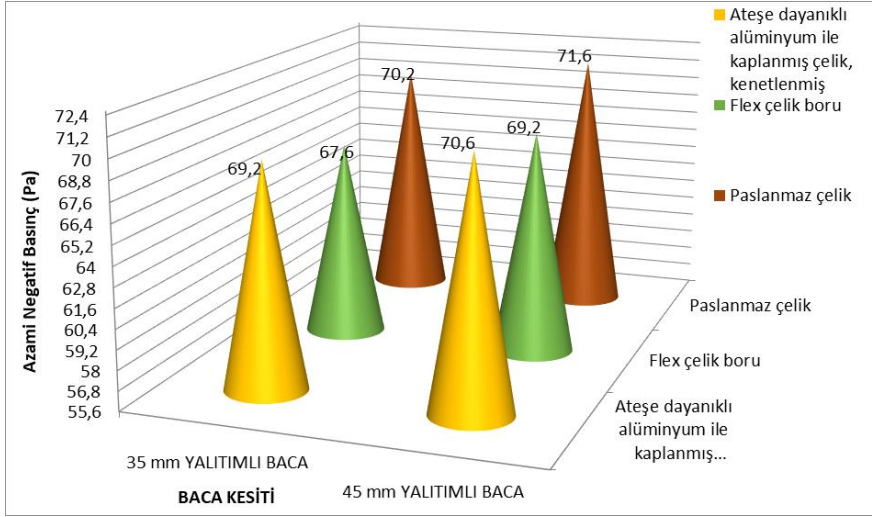
Şekil 7. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca durgun basınç karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca durgun basınç karşılaştırması Şekil 7’de sunulmuştur. En düşük baca durgun basıncı 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 62.8 Pa, en yüksek baca durgun basıncı 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada paslanmaz çelik baca malzemesi kullanıldığında 65.3 Pa olarak analiz edilmiştir.



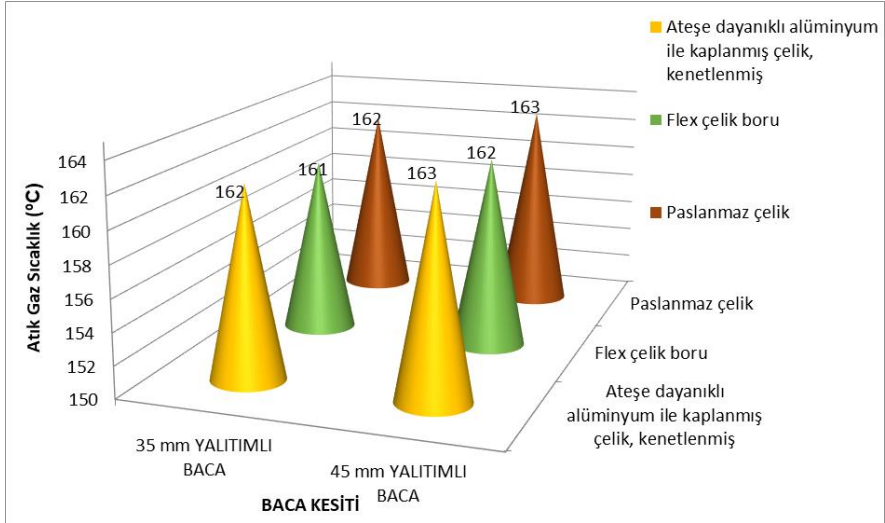
Şekil 8. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz hızı karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz hızı karşılaştırması Şekil 8’da detaylandırılmıştır. En yüksek baca atık gaz hızı paslanmaz çelik malzemeye 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 4.43 m/s, en düşük baca atık gaz hızı flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 3.87 m/s olarak analiz edilmiştir.



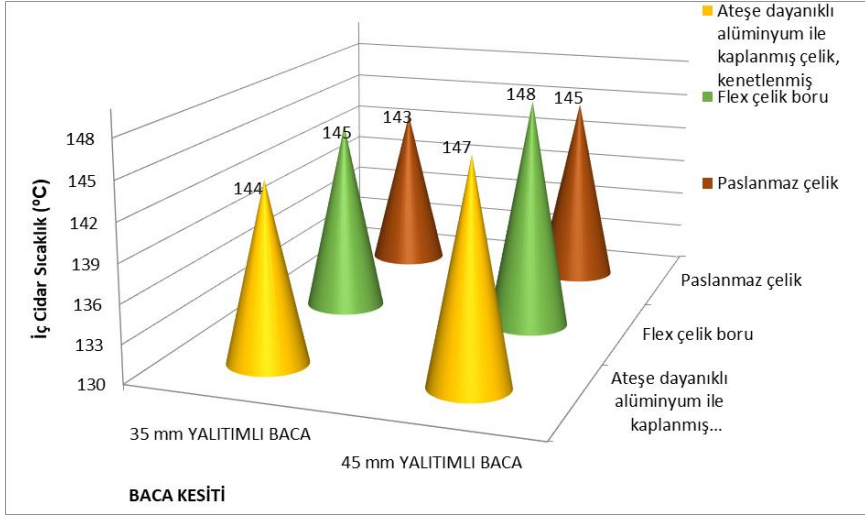
Şekil 9. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca azami negatif basınç karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca azami negatif basınç karşılaştırması Şekil 9’da görselleştirilmiştir. En alçak baca azami negatif basıncı, 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 67.6 Pa olarak tespit edilmiştir.



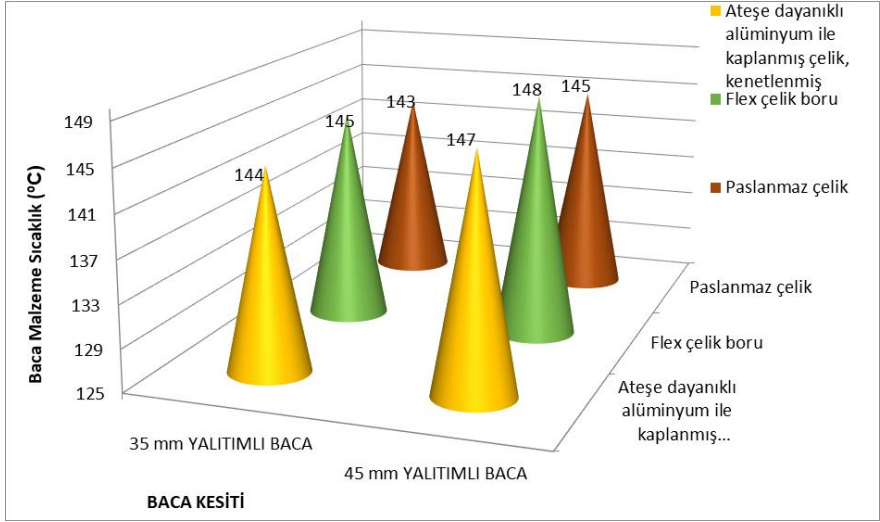
Şekil 10. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz sıcaklık karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca atık gaz sıcaklık karşılaştırması Şekil 10'de verilmiştir. En yüksek baca atık gaz sıcaklığı, paslanmaz çelik baca malzemesi kullanıldığında 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 163 °C olarak analiz edilmiştir.



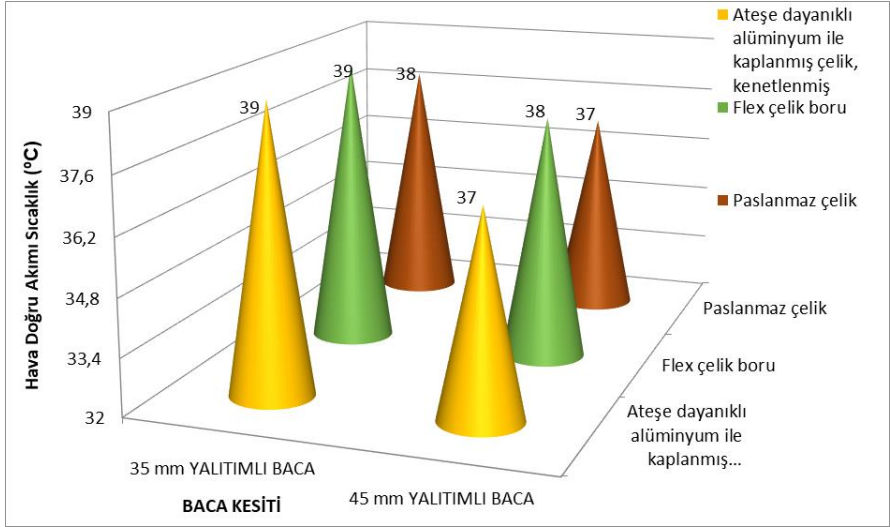
Şekil 11. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklık karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklık karşılaştırması Şekil 11’de gösterilmiştir. En yüksek bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklığı 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 148 °C olarak bulunmuştur.



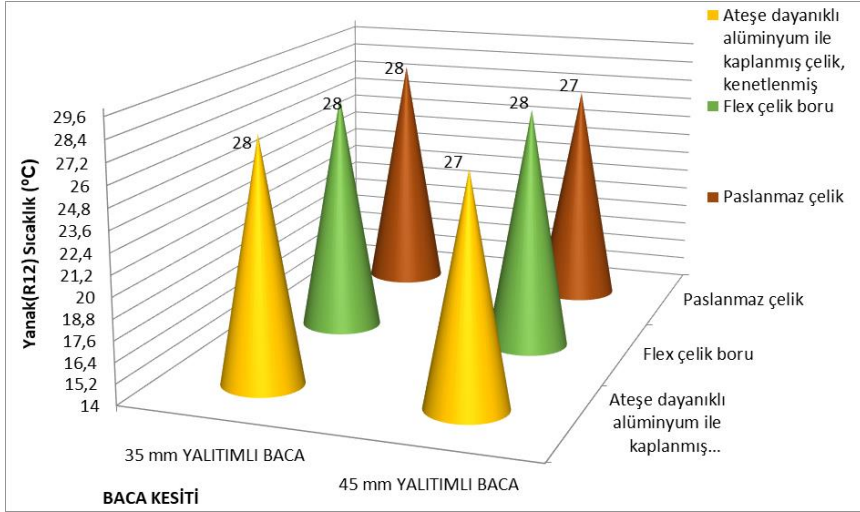
Şekil 12. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca malzemesi sıcaklık karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca yalıtım malzemesi sıcaklık karşılaştırması Şekil 12’de detaylandırılmıştır. En yüksek baca malzemesi sıcaklığı, flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 148°C ve en düşük baca malzemesi sıcaklığı, paslanmaz çelik malzemesiyle 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 143°C olarak analiz edilmiştir.



Şekil 13. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca hava doğru akımı sıcaklık karşılaştırması

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca hava doğru akımı sıcaklık karşılaştırması Şekil 13’da verilmiştir. En yüksek baca hava doğru akım sıcaklıkları, ateşe dayanıklı alüminyum ile kaplanmış çelik (kenetlenmiş) ve flex çelik boru baca malzemelerinin kullanımıyla 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada 39°C olarak bulunmuştur.



Şekil 14. Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca yanak (R12) sıcaklık karşılaştırması.

Dairesel kesitli formda 35 mm ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanılması durumunda baca yanak (R12) sıcaklık karşılaştırması Şekil 14’de gösterilmiştir. En yüksek baca yanak (R12) sıcaklığı, 35 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada paslanmaz çelik, flex çelik boru, ateşe dayanıklı alüminyum ile kaplanmış çelik (kenetlenmiş) baca malzemesi kullanıldığında ve 45 mm kalınlığında taş yünü ile yalıtılmış bacada flex çelik boru baca malzemesi kullanıldığında 28 °C olarak analiz edilmiştir.

3.Sonuç

Son yıllarda sınırlı kaynaklardan biri olarak enerjinin olabildiğince verimli biçimde kullanılabilmesi amacıyla birçok yönde araştırmalar yapılmaktadır. Araştırmaların büyük çoğunluğu enerjinin en fazla tüketildiği alanlarda enerji kullanım miktarının olabilecek en düşük seviyeye indirilerek hem elde edilecek enerji tasarrufu sayesinde maliyetlerin azaltılması, hem de enerji

kaynaklarını olabildiğince koruyarak çevreye salınan emisyon miktarlarının da düşürülmesi yönündedir.

Bu çalışmada, bir konut binası için Yozgat ili iklim şartlarında 175 000 kcal/h kapasitesinde doğal gazla çalışan bir ısıtma cihazına bağlı olarak çalışan dairesel baca kesitli formda bir baca sisteminin iki farklı kalınlıkta taş yünü yalıtım malzemesi ve üç farklı baca yapı malzemesi ile tasarlanması durumunda KesaAladin simülasyon programı kullanılarak elde edilen analiz sonuçları ile en enerji verimliliğine destek olabilecek baca sistemi bileşenleri araştırılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre en enerji verimli baca sistemi paslanmaz çelik baca malzemesi ve 45 mm taş yünü yalıtım malzemesi kullanıldığında elde edilmiştir. En olumsuz sonuç veren tasarıma göre %2.79 daha verimli bir tasarım olduğu belirlenmiştir.

Teşekkür

Bu çalışma, Fırat Üniversitesi MF.24.38 no'lu proje tarafından desteklenmiştir.

Kaynaklar

[1] Rossi, R. M., Brown, D., & Park, B. (2009). The integrated design process on paper and in practice: A case study. In Proceeding ASC Region III Conference (pp. 25–32).

[2] Elnagar E, Davila C, Lemort V. Impact of integration of electric and gas heat pumps on the final energy consumption of Belgian residential building stock. CLIMA 2022

[3] Fapohunda, J. A., Nicholson, A., & Bukola, H. (2015, August). Cost and benefits analysis of sustainable building Production in Western Cape Province, South Africa. 169–182.

[4] Info, A., & On, R. (2019). Investigating the financial benefits of green buildings. *Environmental Economics*, (2015), 61–71.

[5] Reddy, S. (2016) The Environmental benefits of building green-an overview. 6, 109–113.

[6] Boermans T, Bettgenhäuser K, Offermann M, Schimschar S. Renovation tracks for Europe up to 2050. 2012.

[7] Li, Y., Chen, X., Wang, X., Xu, Y., & Chen, P. H. (2017). A review of studies on green building assessment methods by comparative analysis. *Energy & Buildings*, 146, 152–159

[8] Hoxha, V., & Shala, F. (2019). The benefits and challenges of sustainable buildings in Prishtina, Kosovo. *Facilities*, 37(13–14), 1118–1152.

[9] European Union. Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings. 2010.

[10] Figen Balo, Ahmet Karahan, Lutfu S. Sua, A simulation supported chimney design application for greener buildings, Proceedings of Engineering to Thrive 2022: Water, Air, Shelter, and Food Symposium, June 23-24, 2022, University of Windsor, Ontario, CANADA

BÖLÜM VI

Çevre Dostu Yapılar İçin Simülasyonla Baca Sistemi Analizi

Ahmet Karahan¹
Figen Balo²

Giriş

Çevreyle dost binalar, genel olarak enerji verimliliği ve daha temiz enerjinin kullanımı ile çevreye daha az zarara veren binalar olarak düşünülmektedir. Son yıllarda binalarda enerji verimliliği soğutma ve ısıtma ihtiyacının sistematik olarak azaltılması yoluyla sağlanmaya çalışılmaktadır [1]. Binaların optimum mimari tasarımı yapıldığında, bir binanın kullandığı enerji miktarının düşürülmesi amacıyla, enerjinin tüketimine katkıda bulunan bütün sistemleri hem “mimariyle bütünleşik” hem de “ayrı ayrı” optimize ederek “bütünleşik tasarım” çerçevesinde yüksek performanslı çağdaş

¹ Malatya Turgut Özal Üniversitesi, Yeşilyurt Meslek Yüksekokulu, Elektronik ve Otomasyon Bölümü, 44100, Malatya, Türkiye ORCID: 0000-0002-3954-8685

² Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Met.ve Malz. Bölümü, 23100, Elazığ, Türkiye, ORCID:0000-0001-5886-730

binaların işletmeye alınması için önemlidir. Bütünleşik tasarım kullanıldığında, bir binayla alakalı bütün bileşenler dengeli bir şekilde tasarlanarak, hem geri dönüşlerde hem de yatırım maliyetlerinde oldukça yüksek ekonomik yararlar elde edilmektedir [2-4]. Günümüzde, binalarda enerji verimliliği için “bütünleşik tasarım” metodunun kullanılmasının yanı sıra, yenilenebilir enerji kaynaklarının bina enerjisini desteklemek amacıyla sisteme dahi edilmesi, fosil kaynaklı yakıtlara olan bağımlılığın azaltılmasına, dolayısıyla atık gazların salınımının daha az olmasına katkı sağlayacak şekilde planlamalar önem kazanmaya başlamıştır. Bir binaya ait çevreyle ilgili etmenlerin minimum düzeyde olması için izlenmesi gereken yollar aşağıdaki gibi özetlenebilir [5-7]:

- Ekolojik peyzaj planlaması
- Uçucu doğal bileşenler içermeyen malzemelerin kullanımı ve iç havanın kalitesi kaliteli olması
- İnşaat süreci boyunca atıkların en aza indirilmesi
- Malzeme olarak doğal ve yerel malzemelerden daha fazla kullanılması
- Malzemelerin yenilenebilir ve sürdürülebilir kaynaklar tarafından elde edilmiş olması
- Geri dönüştürülmüş malzeme kullanımı
- Alan içindeki enerjinin üretilmesi ve toplanması
- Düşük C enerji kaynaklarını uygulamaya alarak emisyonların azaltılması
- Düşük karbondioksit emisyon hedefi

- Binayla bütünleşmiş pasif ve aktif soğutma/ısıtma sistemlerinin kullanılması

- Doğal kaynakların ve enerjinin verimli kullanımı

- Yapının güneşe göre şekillenmesi ve konumlandırılması, bina açıklıklarının da bunlara göre düzenlenerek doğal ışığın etkili kullanılması

- HCFC, CFC ve ozon aşınımı olayına neden olabilecek malzeme kullanılmaması

- Doğal kaynaklara minimum düzeyde müdahale etme

- Sosyal servise yakınlık, ulaşılabilirlik ve güvenlik

- Ulaşım ve bina sistemlerini de kapsayan yapılı çevre bütün atık gazlara ait salınım miktarının 2/3'üne sebep olmaktadır.

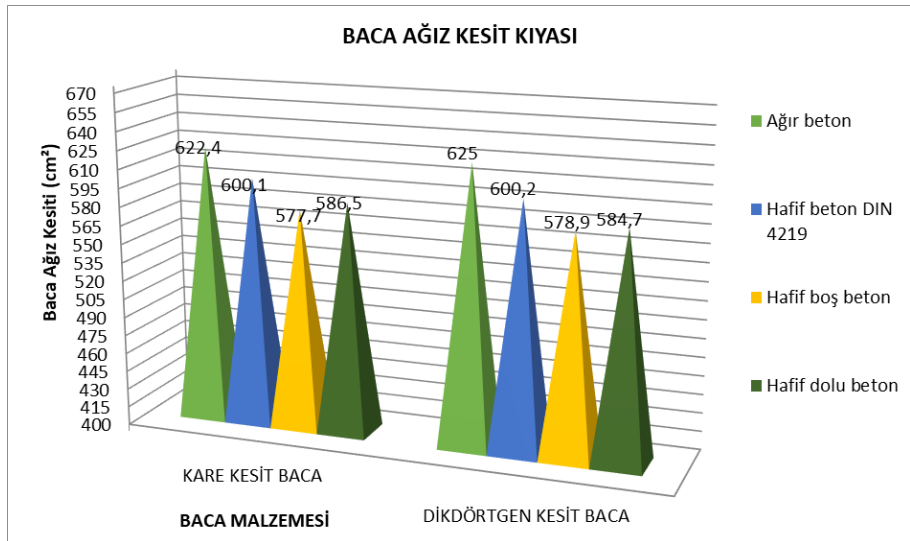
Sürdürülebilir yapılarda, “tamir et ve zarar ver” veya “ofsetle ve salım yap” yaklaşımının yerine, yapılabilecek analizler ile tasarımları erken aşamalarda destekleyerek istenilen yönde iyileştirme işlemleri ile karbon nötr veya minimum salınlı yapılar elde edilebilmektedir. Yapıların bütün yaşam döngüsü boyunca minimum toplam çevreye zarar ve minimum salım amaçlarına bu sayede ulaşılabilir. Binalarda emisyonların azaltılması amacıyla düzenlemeye uygun sistemlerden biri de baca sistemleridir [8-10].

Bu çalışmada, Trabzon ilinde katı yakıt olarak kömürü kullanan 225 000 kcal/h kapasitesinde bir ısıtma kazanına sahip bir yayla evi için kare ve dikdörtgen olmak üzere iki farklı baca kesitte tasarlanan baca sisteminde üç farklı malzeme [hafif dolu beton (ağır), hafif boş beton (ağır), hafif beton (ağır) ve ağır beton]

kullanılmıştır. KesaAladin simülasyon programı ile farklı malzeme kombinasyonları ile oluşturulan alternatif senaryolar yayla evinin çevresel performansı açısından yapılan analizler ışığında kıyaslamalı olarak değerlendirilmiştir.

2. Analiz sonuçları ve değerlendirmeler

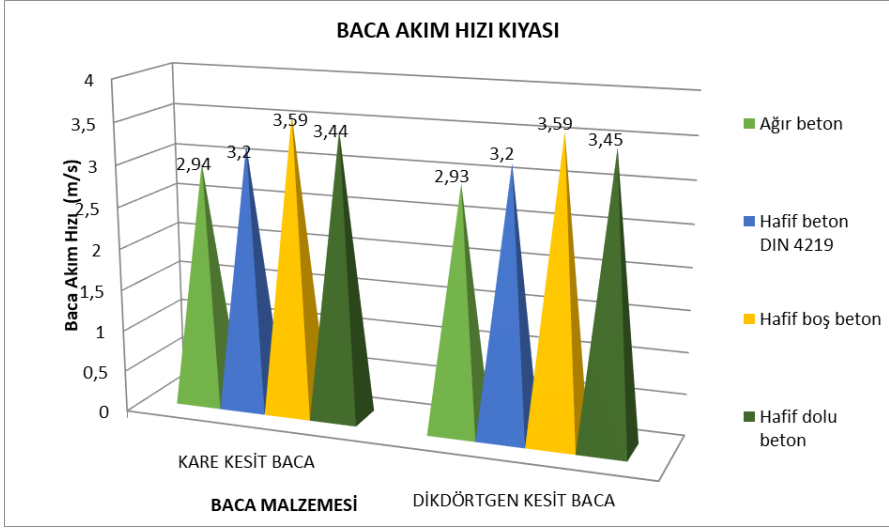
Trabzon ilinde 225 000 kcal/h kapasitesinde katı yakıtlı bir ısıtma kazanına sahip yayla evinde çevre dostu bir baca sistemi tasarlanmaya çalışılmıştır. İki farklı kesit formunda ve üç farklı malzeme ile tasarlanan baca sistemi için oluşturulan alternatif senaryolar KesaAladin simülasyon programı ile analiz edilerek kıyaslamalı olarak oluşturulan grafikler ve değerlendirmeler aşağıda sunulmuştur.



Şekil 1. Kare ve dikdörtgen form baca ağız kesit karşılaştırması

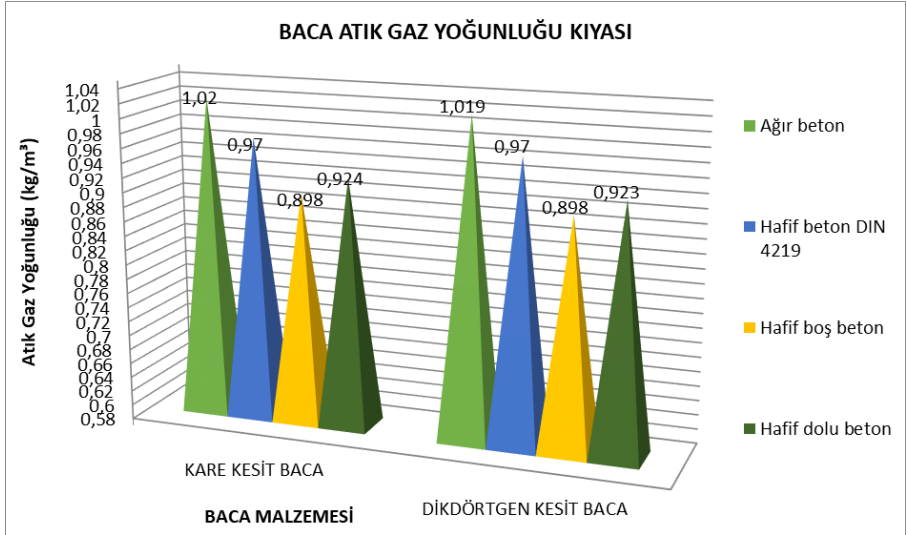
Kare ve dikdörtgen formda baca kesiti karşılaştırması Şekil 1’de verilmiştir. Kare formda baca kesitli sistem için en küçük baca ağız kesiti çapı hafif boş beton (ağır) baca malzemesi

kullanıldığında 577.7 cm² olarak bulunmuştur. Dikdörtgen formda baca kesitli sistem için en büyük baca ağız kesiti çapı ağır beton baca malzemesi kullanıldığında 625 cm² olarak bulunmuştur.



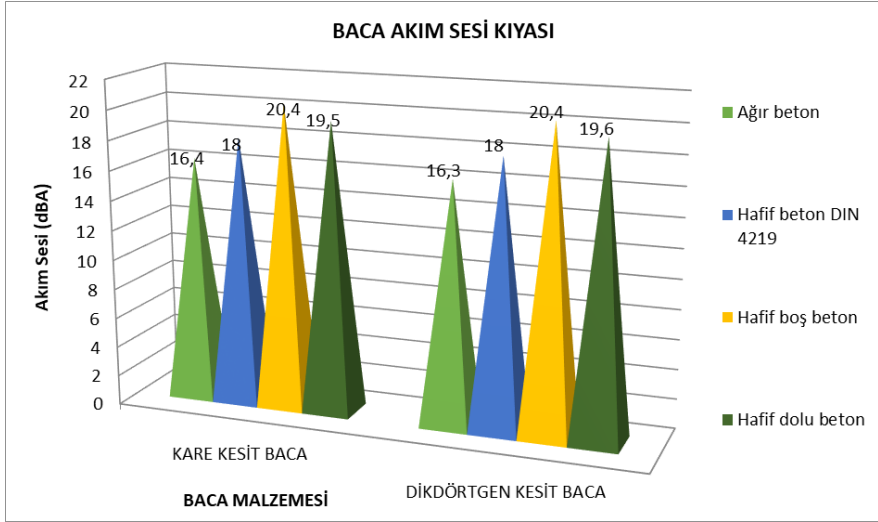
Şekil 2. *Kare ve dikdörtgen form baca akım hızı karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen form baca akım hızının karşılaştırması Şekil 2’de sunulmuştur. En yüksek baca akım hızı hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında hem kare formda baca kesitli sistem için hem de dikdörtgen formda baca kesitli sistem için 3.59 m/s olarak belirlenmiştir.



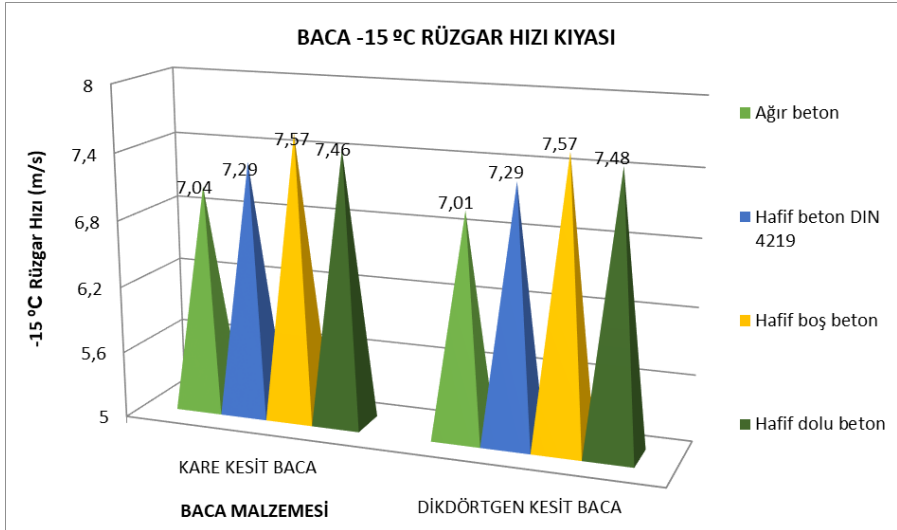
Şekil 3. *Kare ve dikdörtgen form baca atık gaz yoğunluğu karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen form baca atık gaz yoğunluğu karşılaştırması Şekil 3’de sunulmuştur. Kare kesitli formda baca sistemi için ve dikdörtgen kesitli formda baca sistem için hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında en düşük baca atık gaz yoğunluğu değerleri 0.898 kg/m^3 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4. *Kare ve dikdörtgen form baca akım sesi karşılaştırması*

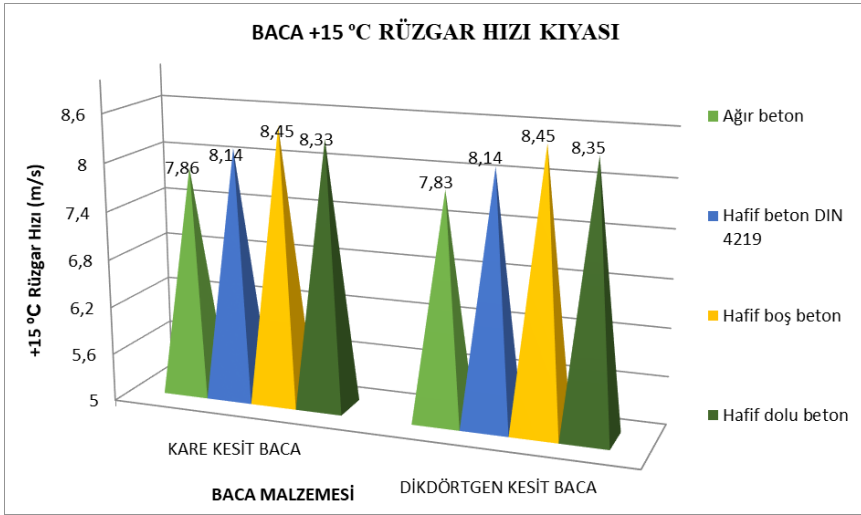
Kare ve dikdörtgen form baca akım sesi karşılaştırması Şekil 4’de detaylandırılmıştır. En yüksek baca akım sesi, kare formda baca kesitli sistem ve dikdörtgen formda baca kesitli sistem için hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında 20.4 dBA olarak tespit edilmiştir.



Şekil 5. Kare ve dikdörtgen form baca -15°C rüzgar hızı karşılaştırması

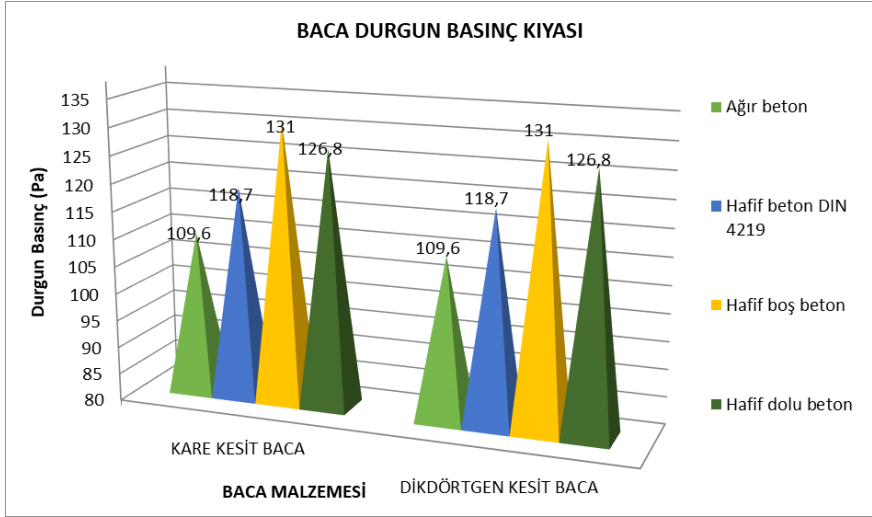
Kare ve dikdörtgen form baca -15°C rüzgar hızı karşılaştırması Şekil 5’da verilmiştir. -15°C’de en düşük rüzgar hızı, ağır beton baca malzemesi kullanıldığında kare formda baca kesitli sistemde

7.04 m/s ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde 7.01 m/s olarak bulunmuştur.



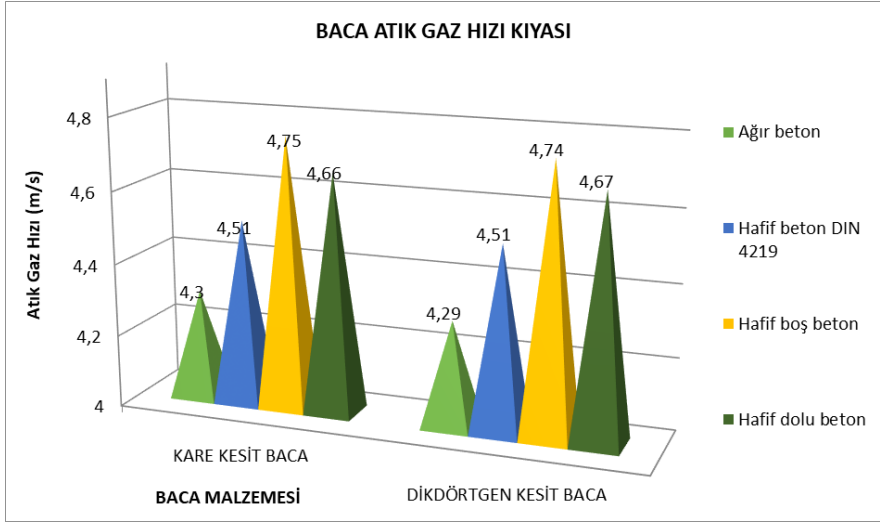
Şekil 6. Kare ve dikdörtgen form baca +15°C rüzgar hızı karşılaştırması

Kare ve dikdörtgen form baca +15°C rüzgar hızı karşılaştırması Şekil 6’da verilmiştir. +15°C’de en yüksek rüzgar hızı, hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde 8.45 m/s olarak bulunmuştur.



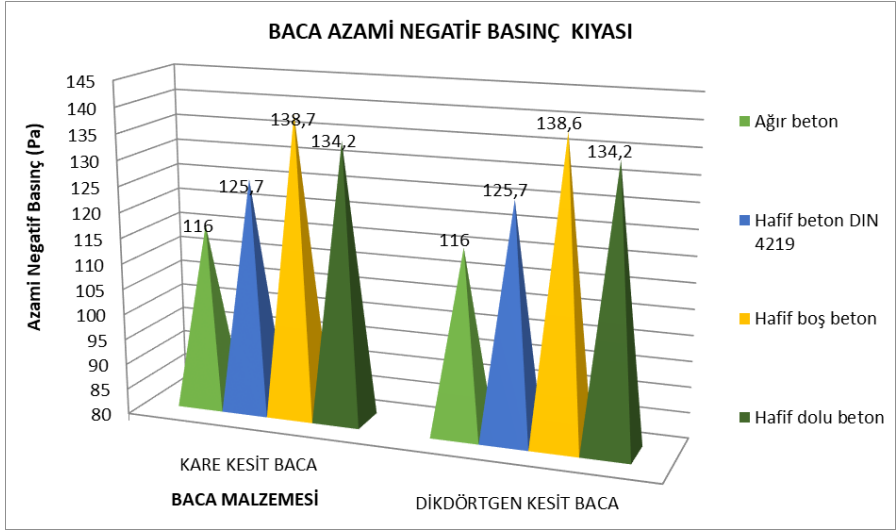
Şekil 7. Kare ve dikdörtgen form baca durgun basınç karşılaştırması

Kare ve dikdörtgen form bacalar için durgun basınç karşılaştırması Şekil 7’de sunulmuştur. Kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde en yüksek baca durgun basıncı 131 Pa olarak analiz edilmiştir. Her iki formda baca kesitli sitem için en yüksek değerler hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında elde edilmiştir.



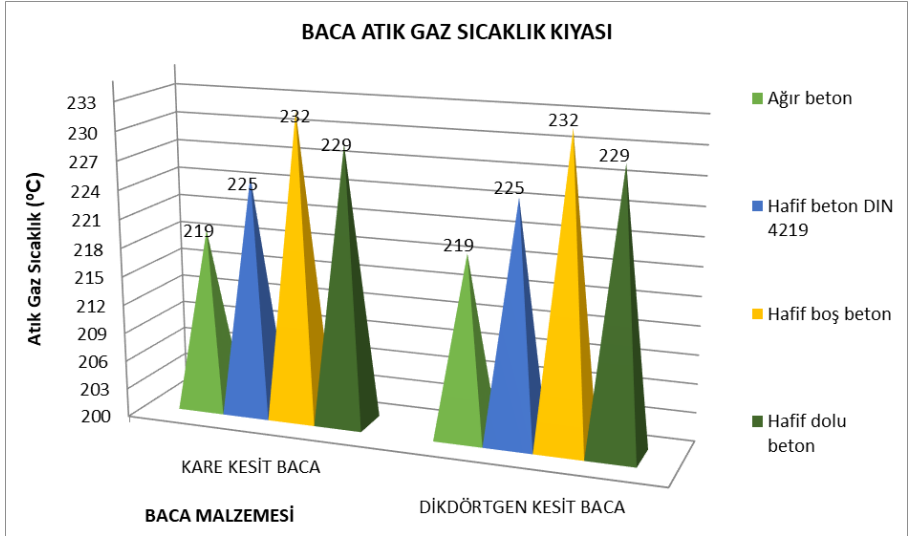
Şekil 8. *Kare ve dikdörtgen form baca atık gaz hızı karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen form baca atık gaz hızı karşılaştırması Şekil 8’da detaylandırılmıştır. Kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde en düşük baca atık gaz hızları ağır beton baca malzemesi kullanıldığında belirlenmiştir. Kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde sırasıyla 4.3 m/s ve 4.29 m/s olarak belirlenmiştir.



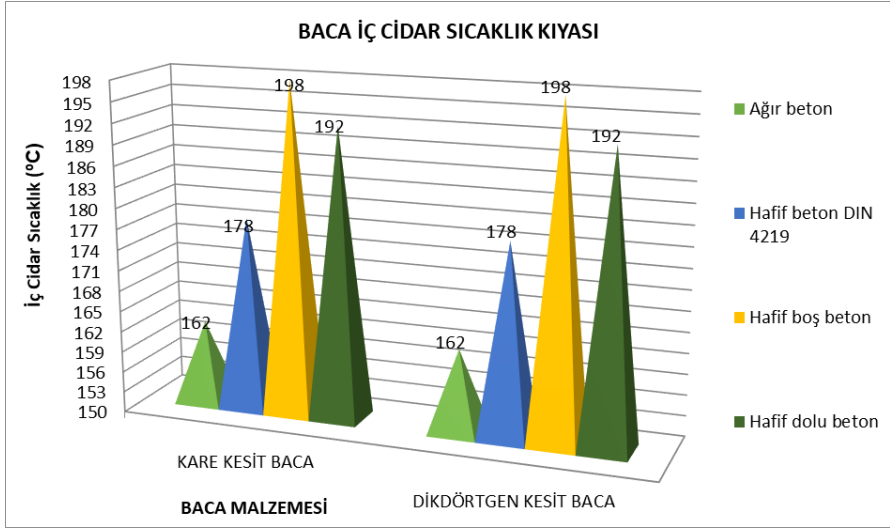
Şekil 9. *Kare ve dikdörtgen form baca azami negatif basınç karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen form bacalar için azami negatif basınç karşılaştırması Şekil 9’de sunulmuştur. Kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde en düşük baca azami negatif basınç değerleri 116 Pa olarak analiz edilmiştir. Her iki formda baca kesitli sitem için en düşük değerler ağır beton baca malzemesi kullanıldığında elde edilmiştir.



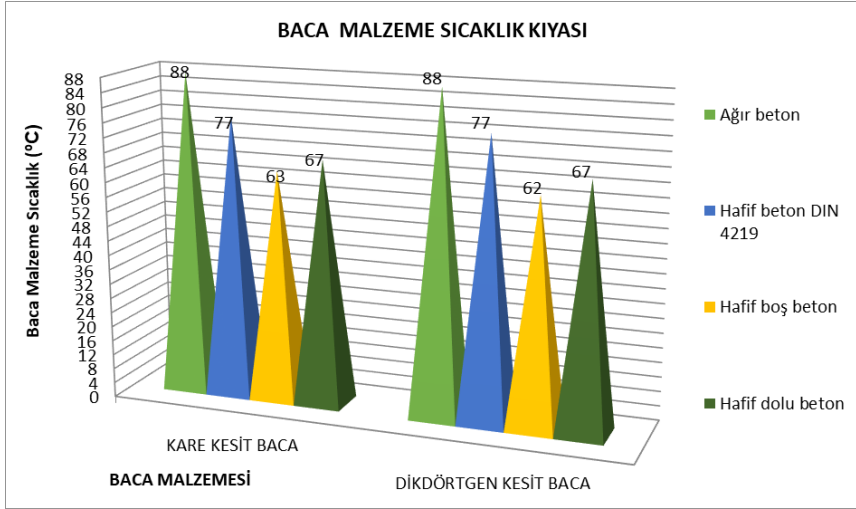
Şekil 10. *Kare ve dikdörtgen form baca atık gaz sıcaklık karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen form da baca atık gaz sıcaklık karşılaştırması Şekil 10'de verilmiştir. En düşük baca atık gaz sıcaklığı değerleri ağır beton baca malzemesi kullanıldığında hem kare formda baca kesitli sistemde hem de dikdörtgen formda baca kesitli sistemde 219 °C olarak analiz edilmiştir.



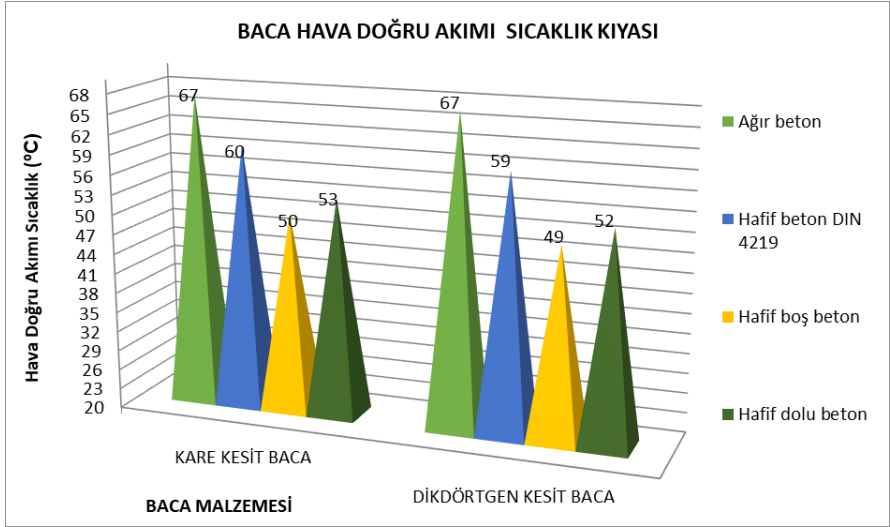
Şekil 11. *Kare ve dikdörtgen form bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklık karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen formda bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklık karşılaştırması Şekil 11’de gösterilmiştir. En yüksek bina içi-bina dışı bacanın iç cidar sıcaklığı değerleri hem kare formda baca kesitli sistemde hem de dikdörtgen formda baca kesitli sistemde 198 °C olarak analiz edilmiştir.



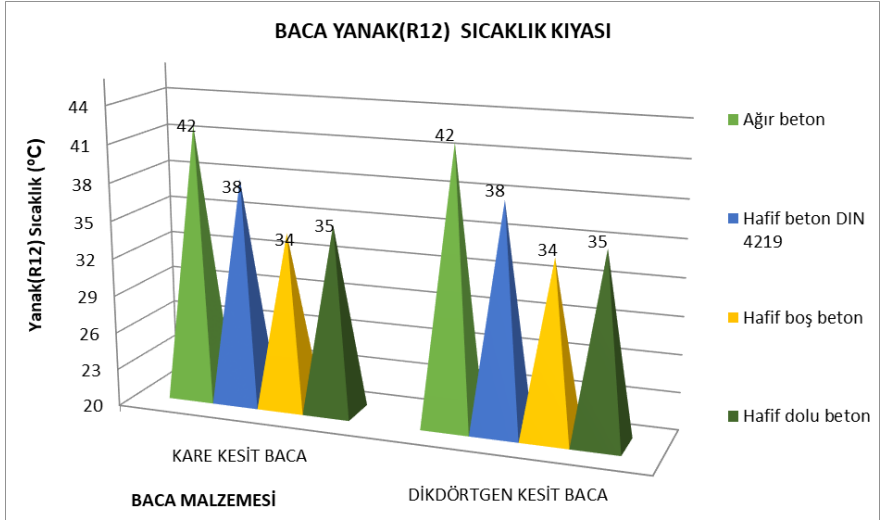
Şekil 12. *Kare ve dikdörtgen form baca malzemesi sıcaklık karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen formda baca malzemesi sıcaklık karşılaştırması Şekil 12’de sunulmuştur. En düşük baca malzemesi sıcaklığı her iki sistemde de hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında elde edilmiş olup, kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde sırasıyla 63 °C ve 62 °C olarak belirlenmiştir.



Şekil 13. *Kare ve dikdörtgen form baca hava doğru akımı sıcaklık karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen formda baca hava doğru akımı sıcaklık karşılaştırması Şekil 13’da verilmiştir. En yüksek baca hava doğru akım sıcaklığı, kare formda baca kesitli sistemde ve dikdörtgen formda baca kesitli sistemde 67 °C olarak elde edilmiştir. Her iki sistemde de en yüksek baca hava doğru akım sıcaklığı ağır beton baca malzemesi kullanıldığında aynı değerde analiz edilmiştir.



Şekil 14. *Kare ve dikdörtgen form baca yanak (R12) sıcaklık karşılaştırması*

Kare ve dikdörtgen formda baca yanak (R12) sıcaklık karşılaştırması Şekil 14’de gösterilmiştir. Hem kare formda baca kesitli sistemde hem de dikdörtgen formda baca kesitli sistemde en düşük ve en yüksek baca yanak (R12) sıcaklık değerleri 35 °C ve 42 °C olarak analiz edilmiştir. Her iki sistemde de en yüksek baca yanak (R12) sıcaklıkları ağır beton baca malzemesi kullanıldığında ve en düşük baca yanak (R12) sıcaklıkları hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kullanıldığında aynı değerde analiz edilmiştir.

3.Sonuç

Değerlendirmeler sonucunda en çevre dostu baca malzemesi ve baca kesit formu kombinasyonu belirlenmeye çalışılmıştır. Enerji verimliliği temelinde çevre dostu yapılarda ısıtma cihazının verimlilik kapasitenin yükseltilmesi için baca sisteminde malzemeler düzeyinde alternatiflerin hesaplamalarını yapmak amacıyla tasarlanan bu çalışma, örnek bir il olarak seçilen Trabzon

ilimizde optimal baca tasarımıyla, enerji kullanımının azaltılmasıyla daha sürdürülebilir yapı perspektifleri oluşturma konusunda bir incelemenin sonuçlarını ve kazanımları KesaAladin simülasyon programı kullanılarak ilgililere sunmayı amaçlanmıştır. Çalışma sonunda yapılan değerlendirmelerde en performansı iyi tasarım hafif boş beton (ağır) baca malzemesi kare kesitli form kullanıldığında elde edilmiştir. En kötü performansa göre %13.58 çevreye daha az emisyon atılabileceği belirlenmiştir.

Teşekkür

Bu çalışma, Fırat Üniversitesi MF.24.38 no'lu proje tarafından desteklenmiştir.

Kaynaklar

[1] Reddy, S. (2016) The Environmental benefits of building green-an overview. 6, 109–113.

[2] Mohammed, N. (2018). Constraints and opportunities in the application of Green building principles in the professional building practice in Addis Ababa school of graduate studies. Addis Ababa University.

[3] Durmus-Pedini, A., & Ashuri, B. (2010). An overview of the benefits and risk factors of going green in existing buildings, 1(1), 1–15.

[4] Doutreloup S, Wyard C, Amory C, Kittel C, Erpicum M, Fettweis X. Sensitivity to Convective Schemes on Precipitation Simulated by the Regional Climate Model MAR over Belgium (1987–2017). *Atmosphere* 2019;10:34.

[5] Shi, Q., Yan, Y., Zuo, J., & Yu, T. (2016). Objective conflicts in green buildings projects: A critical analysis. *Building & Environment*, 96, 107–117

[6] Ye, L., Cheng, Z., Wang, Q., Lin, H., Lin, C., & Liu, B. (2015). Developments of green building standards in China. *Renewable Energy*, 73, 115–122.

[7] Zuo, J., & Zhao, Z. Y. (2014). Green building research–current status and future agenda: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30, 271–281.

[8] Ahmet Karahan, Figen Balo, Simulation-supported optimal chimney design to reduce the amount of waste gas of coal-fired boilers in Karabük province (Karabük ilinde kömürlü

kazanların atık gaz miktarını azaltmak için simülasyon destekli optimal baca tasarımı), 1st International Urban and Regional Development Symposium (ISURDEV '23) (1. Uluslararası Kentsel ve Bölgesel Kalkınma Sempozyum) November 2-4, 2023

[9] Figen Balo, Ahmet Karahan, Lutfu S. Sua, A simulation supported chimney design application for greener buildings, Proceedings of Engineering to Thrive 2022: Water, Air, Shelter, and Food Symposium, June 23-24, 2022, University of Windsor, Ontario, CANADA

[10] Ahmet Karahan, Figen Balo, Supportability of Environmental Pollution Management in Manisa Province with Appropriate Chimney Design (Manisa İli Çevre Kirliliği Yönetiminin Uygun Baca Tasarımı ile Desteklenebilirliği), International Manisa Symposium from Past to Present-II (Uluslararası Geçmişten Günümüze Manisa Sempozyumu), September 21-23, 2022 MANISA, Turkey

BÖLÜM VII

Anyonik ve Katyonik Boyaların Sulu Çözeltiden Uzaklaştırılması için Killerin Kullanılması

Ceyda BİLGİÇ¹
Şafak BİLGİÇ²

1. Giriş

Boyalar: anyonik (direkt, asit ve reaktif boyalar), katyonik (bazik boyalar) ve iyonik olmayan (dispersif boyalar) olarak sınıflandırılabilir. Sulu çözeltide, anyonik boyalar sülfonat (SO_3^-) gruplarının varlığı nedeniyle net bir negatif yük taşıırken, katyonik boyalar protonlanmış amin veya sülfür içeren grubun varlığı nedeniyle net bir pozitif yük taşır ve yüksek toksisite gösterir. Bazik boyalar genellikle hidroklorür veya çinko klorür kompleksleri olan pozitif bir iyonla bağlıdır. Katyonik boyalar, molekülün yapısında

¹ Doç. Dr., Kimya Mühendisliği Bölümü, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, Türkiye, Orcid No: 0000-0002-9572-3863

² Dr. Öğr. Üyesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, Türkiye, Orcid No: 0000-0002-9336-7762

pozitif iyonların bulunması nedeniyle bazik boyalar olarak da adlandırılır. Bazik boyalar suda çözünürler ve çok düşük konsantrasyonda bile suda yüksek oranda görünürler. Bazik boyalar monoazoik, diazoik ve azin bileşiklerinden oluşur (Ngulube & ark., 2017). Katyonik boyalar akrilik, yün, naylon ve ipek boyamada yaygın olarak kullanılmaktadır. Katyonik işlevsellik, katyonik azo boyalar, metan boyalar, antrakinon, di- ve tri-arilkarbenyum, ftalosiyanın boyalar, polikarbosiklik ve solvent boyalar gibi çeşitli boya türlerinde bulunur. Bazik boya toksiktir ve alerjik dermatite, cilt tahrişine, mutasyonlara ve hatta kansere neden olabilir. Ayrıca, katyonik boyalar insanlarda kalp atış hızında artış, şok, kusma, siyanoz, sarılık, kuadripleji, heinz cisimciği oluşumu ve doku nekrozuna neden olabilir. Kristal viyole (Eren, 2010), Metilen mavisi (El Qada, Allen , & Walker, 2008; Al-Futaisi, Jamrah & Ai-Hanai, 2007), Bazik mavi 41 (Atar & Olgun, 2009) ve Bazik kırmızı 46 (Santos & Boaventura, 2016) gibi katyonik boyalar boya adsorpsiyon çalışmalarında model olarak yoğun bir şekilde kullanılmıştır. Metilen mavisi önemli bir bazik boyadır ve tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılmaktadır. MB, pozitif yüklü sülfonik gruba (genellikle bir amin tuzu veya iyonize imin olarak) bağlı bir kromofora sahip bir tiazin boyasıdır, bu nedenle katyonik boya veya bazik boya olarak da bilinir (Fu & ark., 2016; Mohammed, Shitu & Ibrahim, 2014).

Anyonik boyalar, sulu çözeltide OH^- iyonlarının fazla bulunması nedeniyle negatif iyonlara sahiptir. Anyonik boyalar suda çözünür ve asit boyalar, azo boyalar, direkt boyalar ve reaktif boyaları içerir. Reaktif boyalar, boya molekülü ile elyaf molekülü arasında kovalent bir bağ oluşturan kimyasal bir reaksiyonla (sudaki reaktif grupların hidrolizi) substratlarına bağlanır. Anyonik

boyaların giderimi, suda çok parlak renkler ürettikleri ve asidik özellikler gösterdikleri için en zorlu görevdir. Reaktif boyalar, boyama işlemi sırasında elyaf ile kovalent olarak bağlanan vinil sülfon, klorotriazin, trikloropirimidin ve diflorokloropirimidin gibi reaktif gruplar içerir (Labanda, Sabate & Llorens, 2009). Ayrıca, azo boyalar tekstil endüstrisinde kullanılan reaktif boyaların en büyük sınıfını temsil eder ve bunu antrakinin ve ftalosiyanın sınıfları takip eder. Azo boyalar en geniş boya çeşitliliğine sahiptir ve anaerobik koşullar altında, boyanın bağlantısı renksiz ancak toksik ve kanserojen olabilen aromatik aminler oluşturmak üzere indirgenebilir. Kullanımda olan 3200 azo boyadan 130'unun bozunma sürecinde kanserojen aromatik aminler oluşturabileceği tahmin edilmektedir (Yaneva & Georgieva, 2012).

Asit boyalar ipek, yün, poliamid, modifiye akrilik ve polipropilen lifleri ile kullanılır. Asit boyalar suda iyi çözünürlüğe sahiptir; diğer yandan organik sülfonik asitler oldukları için insanlar üzerinde zararlı etkileri vardır (Attia, Rashwan & Khedr, 2006). Birçok araştırmacı farklı adsorbanlar kullanarak anyonik boyaların adsorpsiyonunu çalışmıştır; örneğin Asit kırmızısı, Asit turkuaz mavisi ve İndigo karminin organo-bentonit ile (Shen & ark., 2009), Reaktif parlak kırmızı, Asit fuksin, Turuncu IV ve Metil turuncunun amonyum-fonksiyonelleştirilmiş MCM-41 ile (Qin, Ma & Liu, 2009), Reaktif Sarı 4 (RY4)'ün Apatitik trikalsiyum fosfat ve apatitik oktakalsiyum fosfat ile (El Boujaady & ark., 2011), kırmızı reaktif 141'in Odun talaşı külü ile (Leechart, Nakbanpote & Thiravetyan, 2009), parlak sarının Sepiyolit ile (Bingöl, Tekin & Alkan, 2010).

Anyonik ve katyonik yüzey aktif maddeler, boya türüne bağlı olarak boya adsorpsiyonu üzerinde etkili olabilir. Bazı boyaların

adsorpsiyonu anyonik yüzey aktif madde varlığında arttırılabilir, diğer yandan anyonik boyaların adsorpsiyonu katyonik yüzey aktif madde varlığında arttırılabilir. Yüzey aktif maddenin negatif iyonu van der Waals etkileşimi ile adsorban üzerine adsorbe edilebilir ve daha sonra anyonik boya anyonik değişim ile adsorbe edilebilir. Yüksek yüzey aktif madde konsantrasyonları agregasyona veya boyanın çözünmesine neden olarak boya adsorpsiyonunu azaltabilir (Yan & ark., 2015; Yagub, Sen & Ang, 2014). Elmoubarki ve arkadaşlarına göre kil adsorpsiyon kapasiteleri genellikle kil mineralleri üzerinde bulunan net negatif yüke bağlıdır. Negatif yük, kilin pozitif yüklü iyonları adsorbe etme kabiliyetine katkıda bulunur (Elmoubarki & ark., 2015). Ayrıca, killerin adsorpsiyon özellikleri geniş gözenek boyutlarından ve yüzey alanlarından kaynaklanmaktadır (Yan & ark., 2015). Genel olarak killerin yüzeyinde değişebilir iyonlar bulunur (Eren, 2010). Bu özellik, killerin adsorpsiyon ve iyon değişimi yoluyla aldıkları katyon ve anyonlar sayesinde doğal kirletici tutucular olarak çevrede önemli bir rol oynamalarına yol açmaktadır. Kil yüzeylerinde genellikle bulunan iyonlar arasında H^+ , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ ve Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- bulunmaktadır.

2. Boya Giderimi için Kil Adsorbanların Uygulanması

Ekosistemde, özellikle de atık sularda artan boya miktarı, daha verimli ve düşük maliyetli adsorbanlar arayışına itmiştir. Farklı killerin sorpsiyon özelliklerinin (yüksek yüzey alanı ve yüzey kimyası, toksisite eksikliği ve iyon değişimi potansiyeli), aktif karbonlara potansiyel alternatifler olarak su ve atık sulardan farklı tipteki boyaların (bazik, asidik, reaktif) uzaklaştırılması için adsorban olarak etkin kullanımı, kil malzemelerinin çevre dostu doğası nedeniyle son zamanlarda yaygın ilgi görmüştür. Anyonik ve

katyonik yüzey aktif maddeler, boya türüne bağlı olarak boya adsorpsiyonu üzerinde etkili olabilir. Bazik boyaların adsorpsiyonu anyonik yüzey aktif madde varlığında arttırılabilir, diğer yandan anyonik boyaların adsorpsiyonu katyonik yüzey aktif madde varlığında arttırılabilir. Bununla birlikte, bazik boyalar için adsorpsiyon kabiliyeti, kil adsorbanlar için asit boyalardan karşılaştırılabilir derecede daha yüksektir. Çünkü killler, katyonik boyalar gibi pozitif yüklü katyonların adsorpsiyonu ile nötralize edilen silikat mineralleri üzerindeki net negatif yükten kaynaklanmaktadır. Kil mineralleri katyonik ve anyonik boyalar için güçlü bir çekim gücü sergiler ve çoğu ülkede düşük maliyetli bolluğa sahiptir.

Ayrıca, killerin adsorpsiyon kapasitesini aktif karbon ile karşılaştırmak için yapılan bir çalışmada, Espantaleon ve arkadaşları anyonik boyalar asit sarı 194, asit mavi 349 ve asit kırmızı 423'ün doğal bentonit ve sepiyolit üzerindeki giderimini incelemiş ve bunu aktif karbon ile karşılaştırmıştır. Sepiyolit üzerindeki adsorpsiyonun aktif karbondan daha yüksek olduğu ancak doğal bentonit üzerindeki ile karşılaştırılabilir olduğu bulunmuştur (Espantaleon & ark., 2003). Boyaların (metilen mavisi) kil tarafından uzaklaştırılması için yüksek adsorptif kapasite diğer çalışanlar tarafından da gözlemlenmiştir (Bagane & Guiza, 2000). 1 g bentonitin 300 mg bazik mavi 9'u adsorbe edebildiği bulunmuştur. Boyaların kaolinit üzerine adsorpsiyonu da çalışılmıştır. Kaolinite adsorpsiyon, alüminaya göre yaklaşık 20 kat daha fazla olmuştur (Harris, Wells, & Johnson, 2001). Shawabkeh ve Tutunji, bazik mavi 9'un diyatomlu toprak (diyatomit) üzerine adsorpsiyonunu incelemiştir (Shawabkeh & Tutunji, 2003). Doğal olarak oluşan bu malzemenin, bulunabilirliği, düşük maliyeti ve iyi sorpsiyon özellikleri nedeniyle

bir adsorban olarak aktif karbonun yerini alabileceğini göstermişlerdir. Adsorpsiyon izotermi, adsorpsiyon dengesine 10 dakika içinde ulaşıldığını ortaya koymuştur. Sorunlu reaktif boyaların uzaklaştırılması için diatomit kullanımının fizibilitesi de Al-Ghouti ve arkadaşları tarafından araştırılmıştır (Al-Ghouti & ark., 2003). Asit mavisi 9'un karışık sorbent (aktif kil ve aktif karbon 12:1) üzerine sorpsiyonu Ho ve Chiang tarafından çalışılmıştır (Ho & Chiang, 2001). Özdemir ve arkadaşları modifiye sepiyolit çeşitli azo reaktif boyalar için bir adsorban olarak araştırmışlardır. Yüzeylerinin kuaterner aminlerle modifiye edilmesiyle adsorpsiyon kapasitelerinin önemli ölçüde arttığını göstermişlerdir (Özdemir & ark., 2004). Kaolinitin adsorpsiyon kapasitesi saflaştırma ve NaOH çözeltisi ile muamele edilerek geliştirilebilir (Ghosh & Bhattacharyya, 2002). Asitle muamele edilmiş bentonit, modifiye edilmemiş bentonite göre daha yüksek bir adsorpsiyon kapasitesi göstermiştir (Espantaleon & ark., 2003). Benzer sonuçlar Özcan ve arkadaşları tarafından da yayınlanmıştır (Özcan, Tetik & Özcan, 2004). Asit Turuncu 7 boyası kil ve kırmızı çamur karışımları ile (Hajjaji & ark., 2016), Parlak yeşil boya kırmızı kil ile (Rehman & ark., 2013), metilen mavisi ve metil turuncu bentonit ile (Fosso-Kankeu vd., 2014); Kongo kırmızısı kaolin ve bentonit kil karışımı ile (Vimonses & ark., 2009) ve Reaktif kırmızı 120 ham kil ile (Errais & ark., 2012). Ellass ve arkadaşları (2011) Fas killerini kullanarak sulu çözeltiden metil viyoletin giderimini araştırmıştır (Ellass & ark., 2011).

Sepiyolit, Alkan ve arkadaşları tarafından da kullanılmıştır. Reaktif mavi 221'in (anyonik boya) sepiyolit üzerine adsorpsiyon kinetiği ve termodinamiği kesikli yöntemle sulu çözeltide çalışılmıştır (Alkan, Demirbaş & Doğan, 2007). Çalışanların

deneysel sonuçları, asidik pH, artan başlangıç boya konsantrasyonu ve sıcaklığın adsorpsiyonu desteklediğini göstermiştir. Yazarlar, sepiyolitın tekstil boyalarının atık sulardan uzaklaştırılması için düşük maliyetli bir malzeme olarak kullanılabileceğini öne sürmüşlerdir. Çalışmalar, killerin adsorpsiyon yeteneklerinin, katyonik boyalar, ağır metaller vb. gibi pozitif yüklü katyonların adsorpsiyonu ile nötralize edilen silikat mineralleri üzerindeki net negatif yükten kaynaklandığını göstermektedir. Killerin yüksek adsorpsiyon kapasitesinin diğer ana nedeni geniş yüzey alanlarıdır, ancak pH ve sıcaklık da adsorpsiyon kapasitelerinin belirlenmesinde önemli rol oynamaktadır. Modifiye sepiyolit, Özdemir ve arkadaşları tarafından azo-reaktif boyalar için bir adsorban olarak test edilmiştir. Yazarlar, yüzeylerinin kuaterner aminlerle modifiye edilmesiyle adsorpsiyon kapasitelerinin geliştirilebileceğini bulmuşlardır (Özdemir & ark., 2004). Kil (montmorillonit) kitosan ile birleştirilerek biyopolimer kitosan/montmorillonit nanokompozitleri oluşturulmuş ve Wang ve Wang tarafından kongo kırmızısının adsorpsiyon karakteristiğini incelemek için kullanılmıştır (Wang & Wang, 2007). Bunların yanı sıra, kaolinit, montmorillonit, smektit, bentonit ile boyar maddelerin adsorpsiyonu üzerine yapılmış çeşitli çalışmalar (Armağan & ark., 2003; Harris, Wells & Johnson, 2001; Ogawa, Kawai & Kuroda, 1996; Özcan, Öncü & Özcan, 2006a; Özcan, Öncü & Özcan, 2006b; Özcan & Özcan, 2005; Özcan, Erdem & Özcan, 2004; Rytwo, Tropp & Serban, 2002; Wang & ark., 2004) da mevcuttur. Yukarıda sunulan sonuçlar, kil materyallerinin çevre ve arıtma amaçları için umut verici adsorbanlar olabileceğini göstermektedir.

Kongo kırmızısı (CR) boyasının giderimi için doğal ve yanmış kaolinitik kilin adsorptif kapasitesi Nwokem ve çalışma

arkadaşları tarafından rapor edilmiştir. Adsorban dozajı arttırıldığında giderim verimi 10 dakika içinde %28'den %51'e yükselmiştir. Yanmış kilin giderim verimliliği, incelenen her bir kil dozajı için doğal kilinkinden daha yüksekti; bu nedenle, 172,4148 mg/g tek katmanlı (maksimum) adsorpsiyon kapasitesine sahip yanmış kil, doğal kil için 45,8930 mg/g ile karşılaştırıldığında CR boyasının alımı için daha büyük kapasiteye sahiptir (Nwokem & ark., 2012).

Killer, kilde bulunan katyonların değiştirilmesi, ısıl işlem, asit işlemi gibi bazı işlemler uygulanarak sorpsiyon kapasitelerini artırmak için modifiye edilebilirler (Espantaleon & ark., 2003; Özcan & Özcan, 2004). Bentonit üzerine yapılan bir çalışmada Özcan ve arkadaşları, doğal bentonit yüzeyinin elektrik yüklü ve hidrofilik özelliklerinden dolayı sulu çözeltiden hidrofobik organik bileşiklerin uzaklaştırılmasında daha etkili bir adsorbent olmadığını öne sürmüşlerdir (Özcan, Erdem & Özcan, 2004). Doğal bentonit yüzeylerinin, elektrik yükleri ve hidrofilik yüzey nedeniyle hidrofobik organik bileşiklerin alınmasında daha az etkili olduğunu öne sürmüşlerdir. Yazarlar, ham bentonitin organik katyonlarla işlenerek Dodesiltrimetilamonyum bromür ile modifiye edilmiş bentonit (DTMA bentonit) elde edilebileceğini ve böylece sulu çözeltiden hidrofobik kirleticileri adsorbe etme kabiliyetinin önemli ölçüde artırılabilceğini önermişlerdir. Bulguların Na-bentonit ile karşılaştırılması, doğal malzemelerden sentezlenen Na-bentonit ve DTMA bentonitin asit mavisii 193'ü sulu çözeltiden uzaklaştırabildiğini ortaya koymuştur. Bununla birlikte, DTMA bentonit ham bentonitten daha büyük bir giderim kapasitesi sergilemiştir. DTMA-bentonitin adsorpsiyon kapasitesi 740,5 mg/g olup Na-bentonitten (67,1 mg/g) yaklaşık 11 kat daha fazladır. Asit

mavisi 193 de Özcan ve arkadaşları tarafından yüzey aktif madde benziltrimetilamonyum (BTMA) klorür kullanılarak bentonit modifiye edilerek etkili bir şekilde adsorbe edilmiştir (Özcan, Erdem & Özcan, 2005). Özcan ve arkadaşları da reaktif mavi 19'un sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için yüzey aktif madde ile modifiye edilmiş bentonit (DTMA-bentonit) kullanmışlardır. Asidik çözeltilerde (pH yaklaşık 1,5) DTMA-bentonit için kesikli adsorpsiyon kapasitesi 206,58 mg/g olarak bulunmuş ve bunun adsorpsiyon bölgesi ile boya anyonu arasındaki güçlü elektrostatik etkileşimlerden kaynaklandığı öne sürülmüştür (Özcan & ark., 2007).

Yan ve arkadaşları tarafından yapılan farklı bir çalışmada, belirli bir kilin daha yüksek bir yüzey alanına sahip olmasının, aynı zamanda daha yüksek bir adsorpsiyon kapasitesine sahip olacağı anlamına geldiği düşüncesi doğru değildir. Çalışmaları, asit boyaları sulu çözeltiden uzaklaştırmak için setiltrimetil amonyum bromür (CTMAB) modifiye organobentonit kullanmaya odaklanmıştır. Yan ve arkadaşlarına göre yüzey alanındaki azalma, organik moleküllerin bentonit ara katmanlarına girerek katman kanallarının tıkanmasına ve dolayısıyla yüzey alanının azalmasına yol açtığını göstermektedir (Yan & ark., 2015). Benzer bir olgu Heinz ve arkadaşları tarafından da rapor edilmiştir (Heinz & ark., 2007). CTMAB-Bent çok düşük bir yüzey alanı kaydetmesine rağmen, farklı boyalar için çok ilginç bir şekilde yüksek adsorpsiyon kapasiteleri göstermiştir. Langmuir izoterm sonuçlarına göre, CTMAB-Bent'in Asit Mavi 25, Asit Mavi 93, Asit Turkuaz Mavi A, Turkuaz Mavi A ve Asit Altın Sarısı G için maksimum adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 360,8 mg/g, 226,0 mg/g, 487,2 mg/g ve 304,7 mg/g'dır. Yüzey alanı 5 m² /g 'nin altında olan bir kil için, bildirilen adsorpsiyon kapasiteleri açıkça çok

yüksektir ve bu nedenle toprağın yüzey alanı dışındaki diğer özelliklerinin dört boyanın adsorpsiyonunda hayati bir rol oynadığı tespit edilebilir.

Kil toprakların bir diğer ortak yapısal özelliği de lifli ve gözenekli olmalarıdır. Lifli killer üzerinde farklı boyalara göre adsorpsiyon kapasitelerindeki farklılığı not etmek ilginçtir. Sarma ve arkadaşları, kristal viyoleyi (CV) adsorbe etmek için ham ve asitle muamele edilmiş montmorillonit kullanmıştır (Sarma, Gupta & Bhattacharyya, 2016). Montmorillonite daha benzer bir yapıya sahip olan bentonit, Chinoune ve arkadaşları tarafından her ikisi de anyonik reaktif boyalar olan Procion mavi HP (PB) ve Remazol parlak mavi R (RB)'nin giderimi için çalışılmıştır (Chinoune & ark., 2016). PB ve RB'nin sulu çözeltide bentonit üzerindeki Langmuir tek katman adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 40,22 ve 66,90 mg/g olarak hesaplanırken, ham montmorillonitin Langmuir tek katman adsorpsiyon kapasitesi 370,37 mg/g olarak bulunmuştur. Montmorillonitin bentonitten neredeyse 7 kat daha fazla adsorpsiyon kapasitesine sahip olmasıyla birlikte, az çok benzer lifli killerin adsorpsiyon kapasitelerinin ne kadar farklı olduğunu not etmek çok ilginçtir. Killerin lifli yüzey topografyasının, sarkık bağlar ve serbest değerliklerle yüzeyin doymamışlık derecesini artırması ve böylece kilin toplam yüzey alanını büyütmesi beklenmektedir. Bentonit kilinin montmorillonite kıyasla daha düşük adsorpsiyon kapasitesi, montmorillonitte görülen parçalanmış partiküllere kıyasla adsorpsiyona izin verecek kadar gözenek oluşturmayan killerdeki yoğun agregatlardan kaynaklanıyor olabilir.

Özellikle, MB ve kil partikülleri arasındaki etkileşimler kapsamlı bir şekilde çalışılmıştır (Ghosh & Bhattacharyya, 2002; Atun & ark., 2003; Shawabkeh & Tutunji, 2003; Al-Ghouti & ark.,

2003; Bagane & Guiza; 2000; Almeida & ark., 2016). Yu ve arkadaşları, moleküler yapının bazik boyaların adsorpsiyonu üzerindeki etkisini araştırmış, metilen mavisi (MB) ve kristal viyolenin (CV) doğal vermikülit üzerindeki adsorpsiyon davranışını incelemiştir (Yu, Wei & Wu, 2015). CV ve MB +1 iyonik yüke sahiptir, bu nedenle CV karşılaştırmalı bir boya olarak kullanılmıştır, ancak doğrusal olan MB'nin moleküler yapısından önemli ölçüde farklı olan üçgen bir moleküler yapıya sahiptir. Benzer bir olgu Almeida ve arkadaşları tarafından da gözlemlenmiştir (Almeida & ark., 2009). Bu çalışmanın sonuçları, boyaların aynı yüke sahip olmalarına rağmen, moleküler yapılarının da adsorpsiyon süreçlerinde hayati bir rol oynayabileceğini göstermektedir. MB'nin yüksek başlangıç konsantrasyonlarında adsorpsiyonunun azalması moleküler yapısından kaynaklanıyor olabilir. MB'nin doğrusal yapısı, adsorbat - adsorbat ortamı üzerinde CV'ninkinden daha fazla sterik etkiye sahip olabilir ve denge adsorpsiyon yoğunluğunun azalmasına neden olabilir (Yu, Wei & Wu, 2015).

Kil mineralleri MB için güçlü bir afinite sergilemektedir. Öte yandan, sorpsiyon kapasitesi çözelti pH'ı ve iyonik güç ile güçlü bir şekilde değişebilmektedir. Al-Ghouti ve arkadaşları, sorunlu reaktif boyaların yanı sıra bazik boyaların tekstil atık suyundan diatomit ile uzaklaştırılmasını araştırmıştır. Boyanın diatomit üzerine adsorpsiyon mekanizmasının fizyosorpsiyona (partikül boyutuna bağlı olarak) ve elektrostatik etkileşimlerin varlığına (kullanılan pH'a bağlı olarak) bağlı olduğunu göstermişlerdir. Yazarlar, katyonik boyalar söz konusu olduğunda adsorpsiyon kapasitesinin pH'daki artışla arttığını, anyonik boyalar için ise tersi bir etki gözlemlendiğini öne sürmüşlerdir. (Al-Ghouti & ark., 2003). Bagane ve Guiza, 300 mg/g adsorpsiyon kapasitesi rapor etmiş ve kilin yüksek

yüzey alanı nedeniyle MB giderimi için iyi bir adsorbent olduğunu öne sürmüştür (Bagane & Guiza, 2000). Almeida ve arkadaşları, montmorillonit kullanarak sentetik atık sulardan MB giderimini çalışmış ve 30 dakikadan daha kısa sürede dengeye ulaşılan verimli bir adsorban olarak tanımlamıştır (Almeida & ark., 2016). Boyaların kaolinit üzerine adsorpsiyonu Ghosh ve Bhattacharyya tarafından da çalışılmış, adsorpsiyon kapasitesinin saflaştırma ve NaOH çözeltisi ile muamele edilerek geliştirilebileceği rapor edilmiştir (Ghosh & Bhattacharyya, 2002). Fuller toprağı ve ticari aktif karbonun MB için giderim performansları Atun ve arkadaşları tarafından karşılaştırılmış, Fuller toprağının adsorpsiyon kapasitesinin katyon değişim kapasitesinden (CEC) daha yüksek olduğunu göstermişlerdir (Atun & ark., 2003).

Shawabkeh ve Tutunji, MB'nin diyatumlu toprak (diyatomit) üzerine adsorpsiyonunu incelemiştir (Shawabkeh & Tutunji, 2003). Doğal olarak oluşan bu malzemenin kolay bulunabilirliği, düşük maliyeti ve iyi sorpsiyon özellikleri nedeniyle bir adsorban olarak aktif karbonun yerini alabileceğini göstermişlerdir. Aynı konu Al-Ghouti ve arkadaşları tarafından da araştırılmıştır. Mohammed ve arkadaşları, farklı katman yüklerine sahip killer ile sulu süspansiyondaki katyonik boya metilen mavisi arasındaki etkileşimi bildirmiştir. Yazarlar, daha yüksek tabaka yüküne sahip killerde moleküllerin güçlü bir şekilde toplanmasının ve yeniden dağılmasının, kil yüzeylerindeki negatif bölgelerin yakınlığından ve kil yüzeylerinin farklı şekilde kaplanmasından kaynaklandığı sonucuna vararak, boyanın başlangıçta kil partiküllerinin sadece küçük bir kısmına adsorbe edildiğini ve zaman geçtikçe yeniden dağıldığını öne sürmüşlerdir (Al-Ghouti & ark., 2003; Mohammed, Shitu & Ibrahim, 2014). Mu ve Wang, farklı kil kökenlerinin (farklı

morfolojik yapılara yol açan) killerin adsorpsiyon özellikleri üzerindeki etkisinin nadiren çalışıldığını ileri sürmektedir (Mu & Wang, 2016). Bu nedenle araştırmacılar, farklı kökenlerin MB adsorpsiyonu üzerindeki etkisini incelemek için Çin'in Gansu, Anhui ve Jiangsu eyaletlerinden üç temsili palygorskite (PAL) örneği seçmiştir (Zhang & ark., 2016). Sonuçlar, kısa çubuklar ve dioktahedral yapı ile karakterize edilen Mg bakımından fakir Jiangsu örneğinin MB için en yüksek adsorpsiyon kapasitesini sergilediğini, uzun çubuklar ve trioktahedral ve dioktahedral fillosilikatların ara yapısı ile karakterize edilen Mg bakımından zengin Anhui örneğinin ise MB için daha az adsorpsiyon kapasitesi sergilediğini ortaya koymuştur.

Ayrıca, killerin bazik boyalara karşı asit boyalardan daha yüksek bir adsorpsiyon kapasitesine sahip olmasının her zaman söz konusu olmadığını belirtmek de önemlidir. Bu genelleme yalnızca killerin net negatif yüklerine bağlı olarak yapılmaktadır, ancak killi toprakların asit boyalara karşı bazik boyalara kıyasla çok daha yüksek adsorpsiyon kapasitesi sergilediği örnekler vardır. Santos ve Boaventura, sepiolit kili üzerinde bir bazik ve asit boyanın giderimini rapor etmiş ve sonuçları, adsorbe edilen boya miktarının asit boya için bazik olandan daha yüksek olduğunu göstermiştir. Basic Red 46 (BR) ve Direct Blue 85'in (DB) giderimini araştırmışlar ve 25° C ve pH 9'da elde edilen maksimum adsorpsiyon kapasiteleri sırasıyla 110 ve 232 mg/g olmuştur. İdeal olarak, killerin doğası gereği sonuçların tam tersi bir eğilim göstermesi beklenirdi. Yazarlar bu sonuçları sıcaklık ve pH gibi boya adsorpsiyonunu etkileyebilecek diğer değişkenler açısından açıklamışlardır. Bazik kırmızı adsorpsiyonu durumunda, sıcaklık ve pH'daki artışın adsorpsiyon derecesini desteklediğini bildirmişlerdir. Direkt mavi

boya ile ilgili olarak, adsorpsiyon sıcaklıktan etkilenmemiştir, ancak güçlü alkali koşullar için alım kapasitesinde keskin bir düşüşle birlikte pH'ın önemli bir etkisi gözlenmiştir. (Santos ve Boaventura, 2016). Bu gözlem, iki farklı yüzey yükünün mevcut olduğu minerallerde yüzey yükünün ikili doğasından kaynaklanmaktadır: kalıcı bir negatif yük (yapısal izomorf ikamelerden kaynaklanan) ve pH'a bağlı bir yük (esas olarak hidroksil gruplarının ayrışmasıyla ilgili). Yüksek pH değerleri, sepiolitin 10'a kadar olan pH koşullarında anyonik boyayı adsorbe etme eğiliminin daha yüksek olduğunu tahmin etmeyi sağlar. BR (katyonik) ve DB (anyonik) için gözlemlenen farklı pH etkileri diğer katyonik (Han & ark., 2014) ve anyonik türler için de rapor edilmiştir (Han vd., 2014; Tabak & ark., 2009; Bilgiç, 2008).

Şimdiye kadar incelenen literatürler, boya giderme işlemlerinde daha detaylı çalışmalara ve kil adsorbanların hazırlanması ve kullanımında iyileştirmelere ihtiyaç olduğunu ortaya koymuştur. Boyalar için adsorban olarak kil materyalleri ile ilgili gelecekteki çalışmalarda birkaç konuya daha fazla dikkat edilmesi gerekmektedir. Bunlar arasında modifikasyon yoluyla sorpsiyon kapasitesinin artırılması ve sorpsiyon mekanizmalarının doğru bir şekilde anlaşılması için mekanistik modelleme yer almaktadır. Adsorbatlar ve adsorbanlar arasındaki etkileşim, boya adsorpsiyon sürecindeki fonksiyonel grupların ilişkilerini ve rollerini belirlemek için daha ayrıntılı olarak araştırılmalıdır. Mikro/mezo gözenekliliğin geliştirilmesinde yardımcı olacağından, adsorptif özelliklerin ve adsorbanların moleküler yapısının/yüzey grubunun incelenmesinde kritik araştırmalara ihtiyaç vardır. Yerel olarak çok sayıda kil malzemesi elde edildiğinden, araştırmacılar boya giderimi için kil malzemelerini kullanarak çalışabilirler.

Bu çalışma, boya sınıfının adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini ve killer üzerinde boya adsorpsiyonu üzerine yapılan bazı çalışmaları vurgulamaya yönelik bir girişimdir. Bu, killer kullanılarak katyonik ve anyonik boya giderimi arasında basit bir karşılaştırma yapar. Killerin katyonik ve anyonik boyalar için etkili adsorbanlar olduğu, ancak anyonik boyalardan ziyade katyonik boyaları adsorbe etmek için daha iyi olduğu sonucuna varılabilir. Çoğu durumda bu adsorbanlar, anyonik boya giderme kapasitelerini artırmak için bir arıtma işlemine ihtiyaç duymaktadır. Boya sınıfı adsorpsiyonunu etkileyen en önemli faktör pH faktörüdür; katyonik boya adsorpsiyonu için yüksek pH değeri tercih edilirken, anyonik boya adsorpsiyonu için düşük pH değeri tercih edilir.

3. Adsorpsiyon Süreci

Adsorpsiyon terimi, bir maddenin iki faz arasındaki ara yüzeyde (sıvı-katı ara yüzeyi veya gaz-katı ara yüzeyi) birikmesini ifade eder. Arayüzeyde biriken maddeye adsorbat, adsorpsiyonun gerçekleştiği katıya ise adsorbent denir. Oremusova adsorpsiyonu "bir gaz veya sıvı çözünen maddenin bir katı veya sıvının (adsorbent) yüzeyinde birikerek moleküler veya atomik bir film (adsorbat) oluşturmasıyla meydana gelen bir süreç" olarak tanımlar. Genel olarak, adsorbanın sabit bir toplam alımı vardır; burada belirli bir çözünen madde, örneğin iyon değiştirme işlemlerinde başka bir çözünen madde ile değiştirilir. Bir adsorban, emilebilir bir çözünen içeren sıvı ile temas ettirildiğinde, denge sağlanana kadar veya adsorbanın yüzeyi bir adsorbat ile doyurulduğunda adsorpsiyon gerçekleşir (Oremusova, 2007).

Adsorpsiyon iki tipte sınıflandırılabilir: kimyasal sorpsiyon ve fiziksel sorpsiyon. Kimyasal adsorpsiyon veya kemisorpsiyon,

adsorbat molekülleri veya iyonları ile adsorban yüzeyi arasında genellikle elektron alışverişinden kaynaklanan güçlü kimyasal ilişkilerin oluşumu ile gösterilir ve bu nedenle kimyasal sorpsiyon genellikle geri dönüşümsüzdür. Fiziksel adsorpsiyon veya fizisorpsiyon, adsorbat ve adsorbent arasındaki zayıf van der Waals parçacık içi bağları ile karakterize edilir ve bu nedenle çoğu durumda tersine çevrilebilir (Allen & Koumanova, 2005). Tarımsal yan ürünler de dahil olmak üzere adsorbentlerin çoğu üzerindeki adsorpsiyon, bazı kemisorpsiyon istisnaları dışında fiziksel kuvvetler tarafından kontrol edilir. Adsorpsiyonu kontrol eden ana fiziksel kuvvetler van der Waals kuvvetleri, hidrojen bağları, polarite, dipol-dipol II-II etkileşimi vb. dir (Dawood & Sen, 2014). Öte yandan, kemisorpsiyonda moleküller elektron değişimi yoluyla kimyasal bir bağ oluşturarak yüzeye yapışır. Bu süreç, özellikle sorbent ucuzsa ve uygulanmadan önce ek bir ön arıtma adımı gerektirmiyorsa, kirli suların arıtılması için cazip bir alternatif sunar. Çevresel iyileştirme amacıyla, adsorpsiyon teknikleri, özellikle geleneksel biyolojik atık su arıtmalarından pratik olarak etkilenmeyen belirli kimyasal kirletici sınıflarını sulardan uzaklaştırmak için yaygın olarak kullanılmaktadır (Allen & Koumanova, 2005). Adsorpsiyonun esneklik ve tasarım kolaylığı, başlangıç maliyeti, toksik kirleticilere karşı duyarsızlık ve işletme kolaylığı açısından diğer tekniklerden daha üstün olduğu bulunmuştur. Adsorpsiyon ayrıca zararlı maddeler üretmez (Crini, 2006).

Worch, adsorpsiyon derecesinin adsorbanın spesifik alanı ile doğru orantılı olduğunu belirtmiştir. Spesifik alan, adsorpsiyon için mevcut olan tüm alanın bir parçasıdır. Adsorbanın tane büyüklüğü

ile ilgilidir. Partikül boyutu seçimi aşağıdaki faktörler göz önünde bulundurularak yapılır:

- akışkandan yüzeye kütle transferinin kolaylığı,
- mümkün olduğunca fazla arayüzey yüzey alanı oluşturulması ve antiparçacık difüzyon yolu uzunluğunun azaltılması, bunların hepsi daha küçük parçacıkları destekler
- daha büyük partikülleri destekleyen düşük basınç düşüşünün sürdürülmesi (Worch, 2012).

Bir adsorbanın uygun olarak seçilebilmesi için bir dizi faktöre bakılır. Bunlar arasında kullanım kolaylığı, ortamın maliyeti, adsorpsiyon kapasitesi, yeniden kullanım potansiyeli ve rejenerasyon olasılığı yer almaktadır (Worch, 2012). Hem kolayca bulunabilen hem de bol miktarda bulunan doğal olarak oluşan çeşitli malzemeler, atık sulardan boyaların uzaklaştırılması için adsorban olarak araştırılmıştır (Ghosh & Reddy, 2014; Ali, Asim & Khan, 2012). Kirlenmiş sulardan kirleticilerin uzaklaştırılması için tercihen yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip ve düşük maliyetli sorbentlerin geliştirilmesi amacıyla doğal olarak oluşan adsorbentlere yönelik büyük bir ilgi artmıştır. Atık su arıtımı için çok çeşitli sorbentler kullanılmasına rağmen, doğal olarak bulunan killer çoğu gelişmekte olan ülkede tercih edilen adsorbentler olmuştur (Ali, Asim & Khan, 2012; Hajjaji & ark., 2016; Mu & Wang, 2016; Santos & Boaventura, 2016).

Bir çözeltideki adsorbat konsantrasyonu, adsorbanın arayüzü ile dinamik denge halindedir. Denge verilerinin analiz edilmesi, sonuçların nicel olarak tanımlanmasında faydalı olabilecek matematiksel modellerin geliştirilmesine yardımcı olur. Bu denge modellerinin temel varsayımları ile birlikte denklemler, adsorpsiyon

mekanizmaları hakkında önemli veriler verirken aynı zamanda adsorpsiyon iyonlarını tahmin edebilir. Adsorpsiyon izotermi, adsorbanın adsorbat ile nasıl etkileşime gireceğini açıklamak ve adsorpsiyon kapasitesi hakkında fikir vermek için önemlidir. Adsorpsiyon mekanizmasının anlaşılmasında önemli bir rol oynarlar. Yüzey fazı tek katmanlı veya çok katmanlı olarak düşünülebilir. Literatürde çeşitli izoterm modelleri sunulmaktadır (Srinivasan & Viraraghavan, 2010).

Organik katyonlar kile farklı yöntemlerle bağlanabilir. Tek değerlikli organik katyonlar söz konusu olduğunda, aşağıdaki kil-organik kompleks türleri bulunabilir.

(1) Bir katyonun kil blokları üzerindeki tek değerlikli negatif bir bölgeye bağlanmasıyla nötr bir kompleks oluşabilir. Bu reaksiyon esas olarak elektrostattır ve hem organik hem de inorganik katyonlar için dikkate alınmalıdır.

(2) İkinci bir organik katyon, nötr bir kil-organik kompleksine kulombik olmayan etkileşimlerle bağlanabilir ve iki organik katyon ve bir yüklü bölge ile tek bir pozitif yüklü kompleks oluşturabilir. Bu tür bir bağlanma büyük organik moleküller arasındaki hidrofobik etkileşimlerden kaynaklanır ve yüksek yüklerde yükün tersine dönmesine yol açabilir. Model, inorganik katyonların adsorpsiyonunda bu tür komplekslerin oluşma olasılığını dikkate almaz ve bunların yalnızca organik moleküllerde meydana geldiği varsayılır.

(3) Dış yüzeyde nötr bölgelerin olduğu sepiyolitte, bir organik katyon ve bir nötr bölgenin bağlanmasıyla tek değerlikli bir kompleks oluşabilir. Bu tür bir bağlanmanın, sepiyolite adsorbe

edilen çok sayıda tek değerlikli organik katyondan sorumlu olduğu bulunmuştur (Rytwo vd., 2002; Bilgiç, 2005).

Organik katyonların adsorpsiyonu CEC'den fazla ise kil partikülleri negatif elektroda taşınmıştır. Rytwo ve arkadaşları, organik katyonların zaten nötralize olmuş negatif yüklü bir bölgeye sorpsiyonunu tartışmışlardır (Rytwo, Tropp & Serban, 2002). Nötr bölgeler ve nötr kompleksler üzerinde organik katyon sorpsiyonu, yüzeylerin yükünün tersine dönmesine neden olur ve bu da killerin sorpsiyon özelliklerini ve kolloid davranışını değiştirir. Farklı komplekslerin ve ters yüklü bölgelerin miktarının bilinmesi, kolloid davranışının daha iyi anlaşılmasını sağlar ve bu da kilin çeşitli uygulamalarda daha etkili bir şekilde kullanılmasına yol açar.

Killer kullanılarak yapılan boya adsorpsiyon çalışmaları, adsorpsiyonu etkileyen bazı faktörlerin deneysel parametrelerinin etkisini değerlendirmek için genellikle kesikli bir yaklaşımla gerçekleştirilir. Katyon doygunluğu, çözelti pH'ı, çözelti iyonik gücü, sıcaklık ve başlangıç boya konsantrasyonu gibi boya adsorpsiyonunu etkileyen birçok faktör vardır. Bu nedenle, bu parametrelerin etkileri dikkate alınmalıdır. Bu tür koşulların optimizasyonu, endüstriyel ölçekte boya giderme arıtma prosesinin geliştirilmesine büyük ölçüde yardımcı olacaktır.

4. Sonuç

Bu çalışma temel olarak farklı boyaların çeşitli kil bazlı adsorbanlar üzerine adsorpsiyonunu incelemektedir. Halihazırda boyaları sudan uzaklaştırmak için çeşitli malzemeler mevcuttur, ancak killer etkinlik, kolaylık, kullanım kolaylığı, tasarım basitliği, ekonomik ve çevresel nedenlerden dolayı genellikle cazip kabul edilmektedir. Farklı adsorbanların performans karşılaştırması, esas

olarak farklı deneysel koşullardan kaynaklanan verilerdeki tutarsızlıklar nedeniyle zordur. Geniş bir kil malzemesi adsorban yelpazesi sunmuştur. Pahalı ticari aktif karbon yerine ucuz, kolay ve yerel olarak temin edilebilen kil minerallerinin sulu çözeltiden etkili boya adsorpsiyonu için kullanılabileceği gösterilmiştir. Düşük maliyetli kil adsorbanları, bugün ticari dünyada uygulanabilir olan ve büyük olasılıkla yakın gelecekte çok daha fazla sayıda fayda sunmaktadır. İncelenen literatürde, kimyasal olarak modifiye edilmiş kil sorbentler, ham killere kıyasla çeşitli boyalar için olağanüstü adsorpsiyon yetenekleri göstermiştir. Kil adsorbanlar üzerine yapılan çok sayıda çalışmaya rağmen, bu kil adsorbanlar arasındaki ekonomik uygulanabilirliği karşılaştıran tam bir çalışma içeren çok az veri bulunmaktadır. Kil malzeme sorbentleri ile ilgili çalışmalarda çok şey yapılmış olsa da, sadece laboratuvarıda değil, çeşitli çalışma koşulları altında gerçek dünyadaki endüstriyel atık sularda boya adsorpsiyonu için adsorpsiyon işlemlerinin performansını tahmin etmek için hala çok fazla çalışma yapılması gerekmektedir. Mevcut bilgiler ışığında, bu doğal adsorbanın endüstriyel ölçekteki potansiyelinin ve ayrıca tuğla üretimi ve çevre düzenlemesi de dahil olmak üzere çeşitli endüstrilerde adsorpsiyondan sonra potansiyel kullanımının araştırılmasına devam edilmesi gerekmektedir. Bir yandan adsorbanın, diğer yandan da arıtılmış suyun değerlendirilmesi ve böylece su ihtiyacının azaltılması çevresel fayda sağlayacaktır. Bu kil bazlı alternatif adsorbanın kullanımı, malzemenin düşük maliyeti ve potansiyel olarak değerlendirilmesi nedeniyle ekonomik avantajlar da getirecektir.

Bu çalışmada, geniş bir yelpazede düşük maliyetli kil adsorbanları sunulmuştur. Ucuz, yerel olarak temin edilebilen ve

etkili malzemeler, boyaların sulu çözeltiden uzaklaştırılması için ticari aktif karbon yerine kullanılabilir. Kuşkusuz düşük maliyetli kil adsorbanlar gelecekte ticari amaçlar için birçok umut verici fayda sunmaktadır. Bununla birlikte, boyaların killer tarafından adsorpsiyonu ile ilgili birçok makale yayınlanmış olmasına rağmen, bu nedenle birçok varsayım ve sonuç mevcuttur. Bu çalışma, boya sınıfının adsorpsiyon süreci üzerindeki etkisini ve boya sınıfına göre killer üzerinde boya adsorpsiyonu ile ilgili bazı çalışmaları vurgulamaya yönelik bir girişimdir.

Kil sorbentler alanında çok şey başarılmış olmasına rağmen, (I) çeşitli çalışma koşulları altında gerçek endüstriyel atık sulardan boya giderimi için adsorpsiyon işlemlerinin performansını tahmin etmek, (II) çeşitli çalışma koşulları altında gerçek endüstriyel atık sulardan boya giderimi için adsorpsiyon işlemlerinin performansını tahmin etmek, (III) ucuz adsorbanların endüstriyel ölçekte kullanımını göstermek ve (IV) adsorpsiyon mekanizmalarını ve boyaların adsorpsiyonunu etkileyen faktörleri daha iyi anlamak için daha fazla çalışmaya ihtiyaç vardır. Yayınlanan literatürden, boyaların kil adsorbanlar üzerindeki adsorpsiyon mekanizmasının ve kinetiğinin, malzemelerin kimyasal yapısına ve başlangıç boya konsantrasyonu, adsorban dozajı ve çözelti pH'ı ve sistemin iyonik kuvveti gibi çeşitli fiziko-kimyasal deneysel koşullara bağlı olduğu görülmektedir. Bu nedenle, farklı adsorbanların adsorpsiyon kapasitesi değerlendirilirken bu faktörler göz önünde bulundurulmalıdır.

Tek bir mükemmel yöntem/sistem pratikte zor olduğundan metodolojilerin/sistemlerin kombinasyonu da teşvik edilmelidir. Bunların yanı sıra, boya ve ilgili kimyasal atıkların her seviyede en

aza indirilmesi ve daha çevre dostu kimyasalların tasarlanması için stratejilere de ihtiyaç vardır.

Kaynaklar

Al-Degs, Y. S., El-Barghouthi, M. I., El-Sheikh, A. H. & Walker, G. M. (2008). Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon, *Dyes Pigments* 77(1), 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2007.03.001>

Al-Futaisi, A., Jamrah, A. & Ai-Hanai, R. (2007). Aspects of cationic dye molecule adsorption to palygorskite. *Desalination* 214 (1-3), 327–342. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.024>.

Al-Ghouti, M. A., Khraisheh, M., Allen, S. J. & Ahmad, M. N. (2003). The removal of dyes from textile wastewater: a study of the physical characteristics and adsorption mechanisms of diatomaceous earth. *J. Environ. Manage.* 69(3), 229–238. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.09.005>.

Ali, I., Asim, M. & Khan, T. A. (2012). Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. *J. Environ. Manag.* 113, 170–183. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.028>

Allen, S. & Koumanova, B. (2005). Decolourisation of water/wastewater using adsorption. *J Univ Chem Technol Metall.* 40(3), 175–192.

Alkan, M., Demirbaş, Ö. & Doğan, M. (2007). Adsorption kinetics and thermodynamics of an anionic dye onto sepiolite. *Micropor. Mesopor. Mater.* 101(3), 388–396. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2006.12.007>.

Almeida, C. A. P., Debacher, N. A., Downs, A. J., Cottet, L. & Mello, C. A. D. (2009). Removal of methylene blue from coloured effluents by adsorption on montmorillonite clay. *J. Colloid Int. Sci.* 332(1), 46-53. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2008.12.012>.

Almeida, C. A. P., Zanela, T. M. P., Machado C., Flores, J. A. A., Scheibe, L. F., Hankins, N. P. & Debacher, N. A. (2016). Removal of methylene blue by adsorption on aluminosilicate waste: equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters, *Water Sci. Technol.*, 74(10), 2437-2445. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.408>

Armağan, B., Özdemir, Ö., Turan, M. & Çelik, M.S. (2003). Adsorption of negatively charged azo dyes onto surfactant-modified sepiolite. *J. Environ. Eng. ASCE* 129(8), 709–715.

Atar, N. & Olgun, A. (2009). Removal of basic and acid dyes from aqueous solutions by a waste containing boron impurity, *Desalination* 249(1), 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.12.045>

Attia, A. A., Rashwan, W. E. & Khedr, S. A. (2006). Capacity of activated carbon in the removal of acid dyes subsequent to its thermal treatment. *J. Dyes Pig.* 69(3), 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2004.07.009>

Atun, G., Hisarli, G., Sheldrick, W. S. & Muhler, M. (2003). Adsorptive removal of methylene blue from colored effluents on fuller's earth. *J. Colloid Int. Sci.* 261, 32–39. [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00059-6](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00059-6)

Bagane, M. & Guiza, S. (2000). Removal of a dye from textile effluents by adsorption. *Ann. Chim. Sci. Mater.* 25(8), 615–626. [https://doi.org/10.1016/S0151-9107\(00\)90003-5](https://doi.org/10.1016/S0151-9107(00)90003-5).

Bellir, K., Bencheikh-Lehocine, M. & Meniai, A. H. (2010). Removal of methylene blue from aqueous solutions using an acid activated Algerian bentonite: equilibrium and kinetic studies. *Int Renew Energy Congr.* November 5–7, Sousse, Tunisia, 2010, 360–367.

Bennani-Karim, A., Mounir, B., Hachkar, M., Bakasse, M. & Yaacoubi, A. (2011). Adsorption of malachite green dye onto raw Moroccan clay in batch and dynamic system. *Can J Environ Constr Civ Eng*, 2(2), 5–13.

Bilgiç, C. (2005). Investigation of the factors affecting organic cation adsorption on some silicate minerals. *J. Colloid Int. Sci.* 281, 33-38. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.038>.

Bilgiç, C. (2008). Investigation of the factors affecting the removal of an acid dye from aqueous solution by adsorption using bentonite and sepiolite. *Adsorption Science and Technology*, 26, 363–372, <https://doi.org/10.1260/026361708787548765>.

Bingöl, D., Tekin, N. & Alkan, M. (2010). Brilliant Yellow dye adsorption onto sepiolite using a full factorial design. *Appl. Clay Sci.* 50(3), 315–321. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.08.015>

Chinoune, K., Bentale, K., Boubarka, Z., Nadim, A. & Maschke, U. (2016). Adsorption of reactive dyes from aqueous solution by dirty bentonite. *Appl. Clay Sci.* 123, 64-75. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.01.006>

Crini, G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresour Technol.*, 97(9), 1061–1085. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.001>

Dawood, S. & Sen, T. (2014). Review on dye removal from its aqueous solution into alternative cost effective and non-conventional adsorbents. *J. Chem. Process Eng.* 1, 104. <http://hdl.handle.net/20.500.11937/48131>

Elass, K., Laachach, A., Alaoui, A. & Azzi, M. (2011). Removal of methyl violet from aqueous solution using a stevensite-rich clay from Morocco. *Appl. Clay Sci.* 54(1), 90-96. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2011.07.019>

El Boujaady, H., El Rhilassi, A., Bennani-Ziatni, M., El Hamri, R., Taitai, A. & Lacout, J. L. (2011). Removal of textile dye by adsorption on synthetic calcium phosphate. *Desalination*, 275(1-3), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.036>

Elmoubarki, R., Mahjoubi, F.Z., Tounsadi, H., Moustadraf, J., Abdennouri, M., Zouhri, A., ElAlban, A. & Barka, N. (2015). Adsorption of textile dyes on raw and decanted Moroccan clays: kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Water Resour. Industry* 9, 16-29. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.11.001>

El Qada, E. N., Allen, S. J. & Walker, G. M. (2008). Adsorption of basic dyes from aqueous solution onto activated carbons. *Chem. Eng. J.* 135, 174–184.

Eren, E. (2010). Adsorption performance and mechanism in binding of azo dye by raw bentonite. *Clean Soil Air Water* 38, 758-763. <https://doi.org/10.1002/clen.201000060>

Errais, E., Duplay, J., Elhabiri, M., Khodja, M. & Ocampo, R. (2012). Anionic RR120 dye adsorption onto raw clay: surface properties and adsorption mechanism. *Colloids Surf. A*

Physicochem. Eng. Asp. 403(5), 69-78.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2012.03.057>

Espantaleon, A.G., Nieto, J.A., Fernandez, M. & Marsal, A. (2003). Use of activated clays in the removal of dyes and surfactants from tannery waste waters. *Appl. Clay Sci.* 24(1-2), 105–110.
[https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(03\)00153-4](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(03)00153-4)

Fayazi, M., Afzali, D., Taher, M. A., Mostafavi, A. & Gupta, V. K. (2015). Removal of Safranin dye from aqueous solution using magnetic mesoporous clay: optimization study. *J. Mol. Liq.* 212, 675-685. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.09.045>

Fil, B. A., Yilmaz, M. T., Bayar, S. & Elkoca, M. T. (2014). Investigation of adsorption of the dyestuff astrazon red violet 3rn (basic violet 16) on montmorillonite clay. *Braz.J. Chem. Eng.* 31 (1), 171-182. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-66322014000100016>

Fosso-Kankeu, E., Waanders, F., & Fraser, C. (2014). Bentonite Clay Adsorption Affinity for Anionic and Cationic Dyes. *6th Int'l Conf. on Green Technology, Renewable Energy & Environmental Engg. (ICGTREEE'2014)*. Nov. 27-28, 2014 Cape Town (SA).

Fu, J., Xin, Q., Wu, X., Chen, Z., Yan, Y., Liu, S., Wang, M. & Xu, Q. (2016). Selective adsorption and separation of organic dyes from aqueous solution on polydopamine microspheres. *J. Colloid Interf. Sci.*, 461, 292-304. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.09.017>.

Ghaedi, M., Hossainian, H., Montazerozohori, M., Shokrollahi, A., Shojaipour, F., Soylak, M. & Purkait, M.K. (2011). A novel acorn based adsorbent for the removal of brilliant green.

<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.068>

Ghosh, D. & Bhattacharyya, K. G. (2002). Adsorption of methylene blue on kaolinite. *Applied Clay Science*, 20(6), 295–300. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(01\)00081-3](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(01)00081-3).

Ghosh, R. K. & Reddy, D. D. (2014). Crop residue ashes as adsorbents for basic dye (methylene blue) removal: adsorption kinetics and dynamics. *Clean. Soil Air Water* 42 (8), 1098-1105. <https://doi.org/10.1002/clen.201300386>

Grim, R. E. (1962). *Applied Clay Mineralogy*. New York: McGraw-Hill

Gupta, V. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review. *J Environ Manage.*, 90(8), 2313–2342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.017>

Gürses, A., Karaca, S., Doğar, Ç., Bayrak, R., Açıkıldız, M. & Yalçın, M. (2004). Determination of adsorptive properties of clay/water system: methylene blue sorption. *J. Colloid Int. Sci.* 269(2), 310–314. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2003.09.004>

Hai, Y., Li, X., Wu, H., Zhao, S., Deligeer, W. & Asuha, S. (2015). Modification of acidactivated kaolinite with TiO₂ and its use for the removal of azo dyes. *Appl. Clay Sci.* 114, 558-567. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.07.010>

Hajjaji, W., Pullar, R.C., Labrincha, J.A. & Rocha, F. (2016). Aqueous Acid Orange 7 dye removal by clay and red mud mixes. *Appl. Clay Sci.* 126, 197-206. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.03.016>

Hamdaoui, O. (2006). Batch study of liquid-phase adsorption of methylene blue using cedar sawdust and crushed brick, *J Hazard Mater.*, 2006, Jul 31;135(1-3):264-273 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.062>

Han, Z. X., Zhu, Z., Wu, D. D., Wu, J. & Liu, Y. R. (2014). Adsorption kinetics and thermodynamics of acid blue 25 and methylene blue dye solutions on natural sepiolite. *Synth. React. Inorg. Met.* 44, 140-147. <https://doi.org/10.1080/15533174.2013.770755>

Hang, P. T. & Brindley, G. V. (1970). Methylene Blue Absorption by Clay Minerals. Determination of Surface Areas and Cation Exchange Capacities (Clay-Organic Studies XVIII), *Clays Clay Minerals*, 18, 203-212. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1970.0180404>

Harris, R. G., Wells, J. D. & Johnson, B. B. (2001). Selective adsorption of dyes and other organic molecules to kaolinite and oxide surfaces. *Colloid Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects* 180(1-2), 131–140. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(00\)00747-0](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(00)00747-0)

Heinz, H., Vaia, R. A., Krishnamoorti, R. & Farmer, B. L. (2007). Self-assembly of alkylammonium chains on montmorillonite: effect of chain length, head group structure, and cation exchange capacity. *Chem. Mater* 19, 59-68. <https://doi.org/10.1021/cm062019s>

Ho, Y. S., Chiang, C. C. & Hsu, Y. C. (2001). Sorption kinetics for dye removal from aqueous solution using activated clay. *Sep. Sci. Technol.* 36(1), 2473–2488. <https://doi.org/10.1081/SS-100106104>

Jeng-Shiou, W., Chia-Hung, L., KH, C. & Suen, S. (2008). Removal of cationic dye methyl violet 2B from water by cation exchange membranes. *J Memb Sci.*, 309(1-2), 239–245. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.035>

Kamal, H., El-Sayed, A. H., Sabaa, M. W., Maher, El-Dessouky M. & Mohamed, M. M. (2014). Adsorption properties of PVA/PAA/clay composite hydrogel synthesized by Gamma radiation and its application in removal of crystal violet dye from its aqueous solution. *J Nucl. Technol Appl Sci.* 2 (5), 523-537.

Kavitha, D. & Namasivayam, C. (2007). Experimental and kinetic studies on methylene blue adsorption by coir pith carbon. *Bioresour. Technol* 98(1), 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.008>

Krysztalkiewicz, A., Binkowski, S. & Jesionowski, T. (2002). Adsorption of dyes on a silica surface. *Appl Surf Sci.*, 199(1), 31–39. [https://doi.org/10.1016/S0169-4332\(02\)00248-9](https://doi.org/10.1016/S0169-4332(02)00248-9)

Labanda, J., Sabate, J. & Llorens, J. (2009). Modeling of the Dynamic Adsorption of an Anionic Dye Through Ion-Exchange Membrane Adsorber. *J Memb Sci.*, 340(1-2), 234–240. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2009.05.036>

Lazaridis, N. K., Karapantsios, T. D. & Geogantas, D., (2003). Kinetic analysis for the removal of a reactive dye from aqueous solution onto hydrotalcite by adsorption. *Water Res.* 37(12), 3023–3033. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00121-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00121-0)

Leechart, P., Nakbanpote, W. & Thiravetyan, P. (2009). Application of ‘waste’ wood-shaving bottom ash for adsorption of

azo reactive dye. *J. Environ. Manage.* 90(2), 912–920.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.02.005>

Li, M., Yao, J., Lin, B., Yang, X., Zhang, L. & Lei, L. (2013). Pentachlorophenol sorption in the cetyltrimethylammonium bromide/bentonite one-step process in single and multiple solute systems. *J. Chem. Eng. Data* 58(9), 2610-2615.
<https://doi.org/10.1021/je400505j>

Li, Z., Chang, P. H., Jiang, W. T., Jean, J. S. & Hong, H. (2011). Mechanism of methylene blue removal from water by swelling clays. *Chem. Eng. J.* 168(3), 1193-1200.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.02.009>

Lian, L., Guo, L. & Guo, C. (2009). Adsorption of Congo red from aqueous solutions onto Ca-bentonite. *J Hazard Mater* 161(1), 126–131 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.063>

Liu, C. H., Wu, J. S., Chiu, H. C., Suen, S. Y. & Chu, K. H. (2007). Removal of anionic reactive dyes from water using anion exchange membranes as adsorbers. *Water Res.* 41(7), 1491–1500.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.023>

Liu, P. & Zhang, L. (2007). Adsorption of dyes from aqueous solutions of suspensions with clay nano-adsorbents. *Sep. Purif. Technol.* 58(1), 32-39. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.07.007>

Miyamoto, N., Kawai, R., Kuroda, K. & Ogawa, M. (2000). Adsorption and aggregation of a cationic cyanine dye on layered clay minerals. *Appl. Clay Sci.* 16, 161-170.
[https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(99\)00051-4](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(99)00051-4)

Mohammed, M. A., Shitu, A. & Ibrahim, A. (2014). Removal of methylene blue using low cost adsorbent: a review, *Res. J. Chem. Sci.* 4(1), 91–102. ISSN 2231-606X

Mu, B. & Wang, A. (2016). Adsorption of dyes onto palygorskite and its composites: a review. *J. Environ. Chem. Eng.* 4(1), 1274-1294. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.01.036>.

Nandi, B., Goswami, A. & Purkait, M. (2009). Removal of cationic dyes from aqueous solutions by kaolin: kinetic and equilibrium studies. *Appl Clay Sci.* 42(3–4), 583–590. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.03.015>.

Neumann, M. G., Gessner, F., Schmitt, C. C. & Sartori, R. (2002). Influence of the layer charge and clay particle size on the interactions between the cationic dye methylene blue and clays in an aqueous suspension. *J. Colloid Int. Sci.* 255(2), 254–259. <https://doi.org/10.1006/jcis.2002.8654>

Ngulube, T., Gumbo, J. R., Masindi, V. & Maity, A., (2017). An update on synthetic dyes adsorption onto clay based minerals: A state-of-art review. *J. Environ. Manag.* 191, 35-57. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.031>

Nwokem, N. C., Nwokem, C. O., Ayuba, A. A., Usman, Y. O., Odjobo, B. O., Ocholi, O. J., Batari, M. L. & Osunlaja, A. A., (2012). Evaluation of adsorptive capacity of natural and burnt kaolinitic clay for removal of Congo red dye. *Arch Appl Sci Res* 4, 939–946.

Ogawa, M., Kawai, R. & Kuroda, K. (1996). Adsorption and aggregation of a cationic cyanine dye on smectites. *J. Phys. Chem.* 100(4), 16218–16221. <https://doi.org/10.1021/jp960261o>

Oremusova, J. (2007). Manual for laboratory practice in physical chemistry for students of pharmacy. Department of Physical Chemistry, Faculty of Pharmacy, Comenius University, Bratislava, in Slovak. <http://en.wikipedia.org/wiki/Adsorption>
<http://www.chemvironcarbon.com>

Orthman, J., Zhu, H. Y. & Lu, G. Q. (2003). Use of anion clay hydrotalcite to remove coloured organics from aqueous solutions. *Sep. Purif. Technol.* 31(1), 53–59.
[https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(02\)00158-2](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(02)00158-2)

Özcan, A. S. & Özcan, A. (2004). Adsorption of acid dyes from aqueous solutions onto acid-activated bentonite. *J. Colloid Interface Sci.* 276(1), 39–46.
<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.03.043>

Özcan, A. S., Erdem, B. & Özcan, A. (2004). Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto Na-bentonite and DTMA-bentonite. *J. Colloid Interface Sci.* 280, 44–54.
<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.07.035>

Özcan, A. S., Tetik, Ş. & Özcan, A. (2004). Adsorption of acid dyes from aqueous solutions onto sepiolite. *Sep. Sci. Technol.* 39(2), 301–320. <https://doi.org/10.1081/SS-120027560>

Özcan, A. & Özcan, A. S. (2005). Adsorption of Acid Red 57 from aqueous solutions onto surfactant-modified sepiolite. *J. Hazard. Mater.* 125(1-3), 252–259.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.039>

Özcan, A. S., Erdem, B. & Özcan, A. (2005). Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto BTMA-bentonite.

Colloids Surf., A 266(1-3), 73–81.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.06.001>

Özcan, A., Öncü, E.M. & Özcan, A. S. (2006a). Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto DEDMA-sepiolite. *J. Hazard. Mater.* 129(1-3), 244–252.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.037>

Özcan, A., Öncü, E.M. & Özcan, A. S. (2006b). Kinetics, isotherm and thermodynamic studies of adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto natural sepiolite. *Colloids Surf., A* 277(1-3), 90–97.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.11.017>

Özcan, A., Ömeroğlu, C., Erdoğan, Y. & Özcan, A. S. (2007). Modification of bentonite with a cationic surfactant: an adsorption study of textile dye Reactive Blue 19. *J. Hazard. Mater.* 140(1-2), 173–179. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.138>

Özdemir, Ö., Armağan, B., Turan, M. & Çelik, M. S. (2004). Comparison of the adsorption characteristics of azo-reactive dyes on mezoporous minerals. *Dyes Pigments* 62(1), 49–60.
<https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2003.11.007>

Pala, A. & Tokat, E. (2002). Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives. *Water Res.* 36, 2920–2925.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00529-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00529-2)

Peng, Y. G., Chen, D. J., Ji, J. L., Kong, Y., Wan, H. X. & Yao, C. (2013). Chitosan-modified palygorskite: preparation, characterization and reactive dye removal. *Appl. Clay Sci.* 74, 81-86.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.10.002>

Pengthamkeerati, P., Satapanajaru, T. & Singchan, O. (2008). Sorption of reactive dye from aqueous solution on biomass fly ash. *J. Hazard. Mater.* 153(3), (2008) 1149–1156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.074>

Qin, Q., Ma, J. & Liu, K. (2009). Adsorption of anionic dyes on ammonium-functionalized MCM-41, *J. Hazard. Mater.*, 162(1), 133–139. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.016>

Raghu, S. & Ahmed Basha, C. (2007). Chemical or electrochemical techniques, followed by ion exchange, for recycle of textile dye wastewater. *J. Hazard. Mater.* 149(2), 324–330. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.087>

Rehman, M. S. U., Munir, M., Ashfaq, M., Rashid, N., Nazar, M. F., Danish M. & Han J. I. (2013). Adsorption of Brilliant Green dye from aqueous solution onto red clay. *Chem. Eng. J.* 228, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.04.094>

Roulia, M. & Vassiliadis, A. A. (2008). Sorption characterization of a cationic dye retained by clays and perlite. *Micropor. Mesopor. Mater.* 116 (1-3), 732-740. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2008.03.017>

Rytwo, G., Tropp, D. & Serban, C. (2002). Adsorption of diquat, paraquat and methyl green on sepiolite: experimental results and model calculations. *Appl. Clay Sci.* 20(6), 273–282. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(01\)00068-0](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(01)00068-0)

Sarma, G. K., Gupta, S. S. & Bhattacharyya, K. G. (2016). Adsorption of Crystal violet on raw and acid-treated montmorillonite, K10, in aqueous suspension. *J. Environ. Manag.* 171, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.038>

Santos, S. C. R., Vilar, V. J. P. & Boaventura, R. A. R. (2008). Waste metal hydroxide sludge as adsorbent for a reactive dye. *J. Hazard. Mater.* 153(3), 999–1008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.050>

Santos, S. C. R. & Boaventura, R. A. R. (2016). Adsorption of cationic and anionic azo dyes on sepiolite clay: equilibrium and kinetic studies in batch mode. *J. Environ. Chem. Eng.* 4(2), 1473–1483. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.02.009>

Santos, S. C. R., Oliveira, A. F. M. & Boaventura, R. A. R. (2016). Bentonitic clay as adsorbent for the decolourisation of dyehouse effluents. *J. Clean. Prod.* 126, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.092>.

Shawabkeh, R. A. & Tutunji, M. F. (2003). Experimental study and modelling of basic dye sorption by diatomaceous clay. *Appl. Clay Sci.* 24(1-2), 111–120. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(03\)00154-6](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(03)00154-6)

Shen, Y. H. (2001). Preparation of Organobentonite Using Nonionic Surfactants. *Chemosphere*, 44(5),989-995. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00564-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00564-6)

Shen, D., Fan, J., Zhou, W., Gao, B., Yue, Q. & Kang, Q. (2009). Adsorption kinetics and isotherm of anionic dyes onto organo-bentonite from single and multisolute systems. *J. Hazard. Mater.* 172(1), 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.139>

Shirsath, S.R., Patil, A.P., Patil, R., Naik, J.B., Gogate, P.R. & Sonawane, S.H. (2013). Removal of Brilliant Green from wastewater using conventional and ultrasonically prepared poly

(acrylic acid) hydrogel loaded with kaolin clay: a comparative study. *Ultrason. Sonochem.* 20(3), 914-923. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2012.11.010>

Spark, K. M., Wells, J. D. & Johnson, B. B. (1995). Characterizing trace metal adsorption on kaolinite. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 633-640. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01359.x>

Srinivasan, A. & Viraraghavan, T. (2010). Decolorization of dye wastewaters by biosorbents: a review. *J Environ Manage.* 91(10):1915–1929. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.05.003>

Suraj, G., Iyer, C. S. P., Rugmini, S. & Lalithambika, M. (1998). Adsorption of cadmium and copper by modified kaolinites. *Appl. Clay Sci.* 13(4), 293-306. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(98\)00043-X](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(98)00043-X)

Tabak, A., Eren, E., Afşin, B. & Çağlar, B. (2009). Determination of adsorptive properties of a Turkish Sepiolite for removal of Reactive Blue 15 anionic dye from aqueous solutions. *J. Hazard. Mater.* 161(2-3), 1087-1094. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.062>

Tahir, S. S. & Naseem, R. (2006). Removal of a cationic dye from aqueous solutions by adsorption onto bentonite clay. *Chemosphere* 63(11), 1842–1848. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.033>

Tomar, V., Prasad, S. & Kumar, D. (2014). Adsorptive removal of fluoride from aqueous media using citrus limonum (lemon) leaf. *Microchem. J.* 112, 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2013.09.010>

Toor M. & Jin B. (2012). Adsorption characteristics, isotherm, kinetics, and diffusion of modified natural bentonite for removing diazo dye. *Chem Eng J* 187, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.089>

Vimonses, V., Lei, S., Jin, B., Chow, C. W. K. & Saint, C. (2009). Kinetic study and equilibrium isotherm analysis of Congo red adsorption by clay materials. *Chem. Eng. J.* 148(2-3), 354-364. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.09.009>

Wang, C. C., Juang, L. C., Hsu, T. C., Lee, C. K., Lee, J. F. & Huang, F. C. (2004). Adsorption of basic dyes onto montmorillonite. *J. Colloid Int. Sci.* 273(1), 80–86. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2003.12.028>

Wang, L. & Wang, A. (2007). Adsorption characteristics of Congo Red onto the chitosan/montmorillonite nanocomposite. *J. Hazard. Mater.* 147(3), 979–985. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.145>

Weng, C. H., Lin, Y. T. & Tzeng, T. W. (2009). Removal of methylene blue from aqueous solution by adsorption onto pineapple leaf powder. *J. Hazard. Mater* 170(1), 417-424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.080>

Worch, E. (2012). Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes and modelling. Berlin/Boston: Walter de Gruyter GmbH & Co. ISBN 978-3-11-024022-1.

Wu, J. S., Liu, C. H., Chu, K. H. & Suen, S. Y. (2008). Removal of cationic dye methyl violet 2B from water by cation exchange membranes. *J. Membr. Sci.* 309, 239–245. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.035>

Yagub, M. T., Sen, T. K. & Ang, H. (2012). Equilibrium, kinetics, and thermodynamics of methylene blue adsorption by pine tree leaves. *Water Air Soil Pollut.* 223(8), 5267–5282. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1277-3>

Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S. & Ang, H. M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review, *Adv in Colloid and Interf Sci*, 209, 172–184. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2014.04.002>

Yan, L., Qin, L., Yu, H., Li, S., Shan, R. & Du, B. (2015). Adsorption of acid dyes from aqueous solution by CTMAB modified bentonite: kinetic and isotherm modelling. *J. Mol. Liq.* 211, 1074-1081. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.08.032>

Yaneva, Z. L. & Georgieva, N. V. (2012). Insights into Congo Red Adsorption on Agro-Industrial Materials-Spectral, Equilibrium, Kinetic, Thermodynamic, Dynamic and Desorption Studies. A Review. *International Review of Chemical Engineering*. 4(2), 127-146. ISSN 2035-1755

Yu, X., Wei, C. & Wu, H. (2015). Effect of molecular structure on the adsorption behavior of cationic dyes onto natural vermiculite. *Sep. Purif. Technol.* 156(2), 489-495. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.10.039>

Zhang, Z. H., Zhu, H. J., Zhou, C. H. & Wang, H. (2016). Geopolymer from kaolin in China: an overview. *Appl. Clay Sci.* 119(1), 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.04.023>

Zhu, L. Z. & Chen, B. L. (2000). Sorption behavior of p-nitrophenol on the interface between anionecationic organobentonite

and water. *Environ. Sci. Technol.* 34(14), 2997-3002.
<https://doi.org/10.1021/es991460z>

BÖLÜM VIII

Katı atık geri dönüşüm tesisine ilişkin araç rotalama problem çözümünün lojistik ağ tasarımı ile optimizasyonu

Ceren ÜNLÜKAL¹
Şule EKİNCİ²
Gökhan Önder ERGÜVEN³

1.Giriş

Dünya genelindeki ekonomik büyüme, büyük miktarda mal tüketimine neden olurken, küreselleşme tüm dünyada büyük miktarda mal akışına yol açmıştır. Bununla birlikte, tüm bu malların üretimi, taşınması, depolanması ve tüketimi büyük çevre sorunlarının oluşmasına neden olmuştur. Özellikle tüketimin artmasına paralel olarak kaynakların tükenmeye başlaması ve oluşan atık miktarı önemli problemleri de beraberinde getirmiştir.

¹ Arş. Gör., Munzur Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Endüstri Mühendisliği Bölümü, Tunceli/Türkiye, Orcid: 0000-0001-9997-7310, cerenunlukal@munzur.edu.tr

² Dr., İnönü Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İşletme ABD, Üretim Yönetimi ve Pazarlama Bilim Dalı, Malatya, Türkiye, Orcid: 0000-0002-2911-6619, ekncsule@gmail.com

³ Doç. Dr., Munzur Üniversitesi, İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi, Siyaset Bilimi ve Kamu Yönetimi Bölümü, Tunceli/Türkiye, Orcid: 0000-0003-1573-080X, goerguven@munzur.edu.tr

Hükümetler oluşturdukları çevre politikalarıyla atıkların sebep olduğu çevre sorunlarını ortadan kaldırmayı amaçlarken aynı zamanda sürdürülebilir kalkınma için kaynakların etkin kullanılmasının yollarını aramışlardır. Bu kapsamda geliştirilen çeşitli projelerle, insanlar atıkların toplanıp yeniden değerlendirilmesi olan geri dönüşüm konusunda bilinçlendirilmeye çalışılmıştır.

Geri dönüşüm konusunda başlatılan “Sıfır Atık Projesi” israfın önlenmesini, kaynakların daha verimli kullanılmasını, atık oluşum sebeplerinin gözden geçirilerek atık oluşumunun engellenmesini veya minimize edilmesini, atığın oluşması durumunda ise kaynağında ayrı toplanmasını ve geri kazanımının sağlanmasını kapsayan atık yönetim projesidir (<https://sifiratik.gov.tr/>).

Sıfır atık projesinin uygulamaya girmesiyle birlikte atık yönetimi ülkemizde önem kazanmış, üreticilerden tüketicilere, belediyelerden atık tesislerine kadar herkese önemli sorumluluklar yüklemiştir. Geri kazanım işlemlerinin artarak sürdürülebilir olması ve atıkların daha etkin bir şekilde kullanılabilmesi için düzenli ve planlı bir şekilde toplanması son derece önemli ve gerekli olmuştur.

Hem makro hem de mikro anlamda çevresel ve ekonomik sürdürülebilirlik konusu son zamanlarda büyük ilgi görmektedir. Küreselleşmenin yol açtığı çevresel sorunlar, kaynakların azalması ve küresel ısınma, işletmeleri çevresel risklerle karşılaşmak durumunda bırakmıştır. Oluşan bu çevresel risklerin azaltılması amacıyla, işletmeler sosyal sorumluluk bilincini benimseyerek temiz üretim ve yeşil lojistik konusuna ağırlık verme yoluna gitmişlerdir. Bu anlamda sürdürülebilirlik ve lojistik kavramları işletme performansının artması, uluslararası rekabet gücünü yükseltmesi

yönünde iç içe geçmeye başlamış ve araştırma konusu haline gelmiştir (Tüzün Rad ve Gülmez, 2017).

Çevre bilincini ve sorumluluğunu simgeleyen “yeşil” kavramının lojistik ile bütünleştirilmesi, çevresel ve sosyal boyutları da dikkate alan ve sürdürülebilirliğe odaklı, malların çevreye ve topluma zarar vermeden taşınması, dağıtım kanallarının çevre risklerine göre belirlenmesi ve lojistik faaliyetlerde enerji kullanımının ve atıkların azaltılması “yeşil lojistik” olarak nitelendirilmektedir (Zengin ve Akunal, 2017). Yeşil lojistik çevre dostu faaliyetlerin yanı sıra, kaynakların daha verimli kullanılmasını, enerji tasarrufunu, geri dönüştürülebilir malzeme kullanımını, maliyetlerin azaltılarak gelirin artmasını ve ortaya daha az atık çıkmasını sağlar.

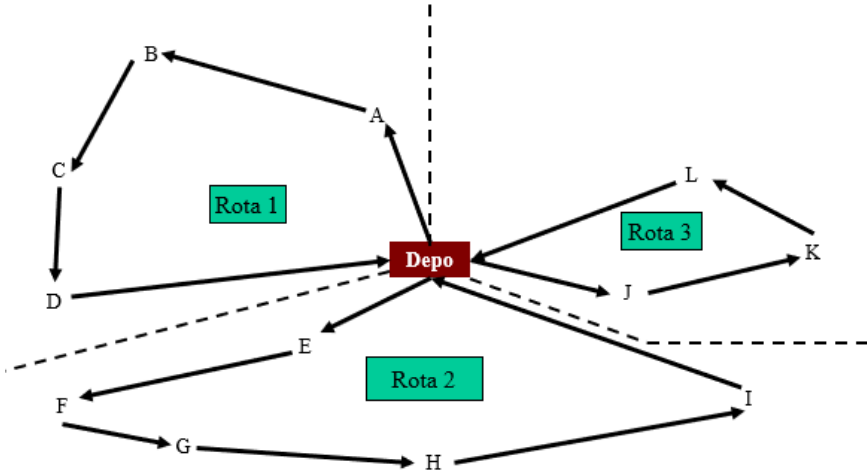
Mal ve hizmetlerin taşınması, bir şirketin genel işletme maliyetlerinin önemli bir bölümünü temsil eden kritik bir operasyonel faaliyettir. Bu nedenle, hem taşıma sistemlerinin modellenmesi hem de bu modellere uygun maliyetli çözümler üreten metodolojilerin geliştirilmesi, araştırmacıların ilgisini çekmektedir (Zachariadis vd., 2013). Bu doğrultuda, bu çalışmada bir geri dönüşüm tesisi için önerilen lojistik ağ yapısı ile atık toplama rotası optimize edilmeye çalışılacaktır. Ayrıca, uygun araç ve kapasitelerle maliyet minimizasyonuna dönük öneriler ifade edilecektir.

Çalışmanın geri kalan bölümlerinde öncelikle araç rotalama problemlerinin üzerinde durulmuştur. Daha sonra geri dönüşüm tesisinin mevcut durum analizi yapılmış ve atık toplama rotasının belirlenmesine yönelik uygun bir matematiksel model geliştirilmiştir. Ve son olarak elde edilen sonuçlar yorumlanıp, geri dönüşüm tesisleri için faydalı olacağı düşünülen öneriler sunulmuştur.

2.Araç rotalama problemi

Lojistik kökenli sorunların çözülmesinde önemli bir unsur olan Araç Rotalama Problemi (ARP), birtakım araçlar kümesinin çeşitli kısıtları göz önünde bulundurarak ulaştırma, toplama ve dağıtım yollarının tasarlandığı bir problem türüdür (Eshtehadi vd., 2020). Mal teslimi ve dağıtımı üzerine kurulu olan ARP’de amaç, depo veya merkezden çıkan her bir araç için minimum nakliye maliyeti ve en kısa mesafe ile teslimat ve toplama noktalarına ilişkin rotaların belirlenmesidir (Kim vd., 2009). ARP aynı zamanda programlanması gereken bir filo olarak da düşünülebilir.

ARP’de sorunun belirtilmesi basit olsa da çözümü karmaşık bir yapıya sahiptir. ARP başlangıçta tek bir araçla düşünülürse, problem yapısındaki her bir rota bir müşteri grubunu ziyaret etmek için kullanılır. Müşterilere hizmet sağlamak için kullanılan araçların kapasitesi sonsuz olduğu varsayıldığında problem yapısı gezgin satıcı problemine (GSP) dönüşür. GSP’de, bir satıcı merkez depodan veya evden başlayarak bir dizi müşteriye ziyaret eder ve depoya geri döner. Satıcı, her müşteriye sadece bir kez ziyaret etmelidir ve tüm müşteriler satıcı tarafından ziyaret edilmeli, amaç ise tüm müşteriye ziyaret etmek için satıcı tarafından gidilen toplam mesafeyi en aza indirmektir. GSP’nin NP-zor olduğu belirtilse de ARP bundan çok daha fazla karmaşıktır. Her şeyden önce ARP hangi aracın hangi müşteri grubunu ziyaret edeceğine karar vermelidir. Daha sonra, her araç için bu müşterileri ziyaret etme yolu, yani GSP belirlenmelidir. Bir ARP’deki her rota bir GSP olduğundan ve ARP’deki araç sayısı kadar en iyi rota kümesini elde etmek için tüm GSP’lerin çözülmesi gerekir (Ji ve Chen, 2007). Şekil 1’de bir ARP modeli şekilsel olarak gösterilmiş olup, harfle belirtilen düğümler müşterileri ifade etmektedir.



Şekil 1. ARP'nin Şekilsel Olarak Gösterimi

ARP modeli iş hayatında önemli bir role sahip olup, uygulama alanları oldukça geniştir. Bunlardan en önemlisi bilgisayar ve elektronik zincir mağazalarının yanı sıra restoran ve kafe zincirlerinde görülür. Müşteriler/perakendeciler periyodik olarak stoklarını yenilemek için sipariş verirler. Bu siparişleri karşılamak için depodan gerekli ürünler paketlenir ve müşterilere teslim edilmek üzere araçlara yüklenerek dağıtıma çıkarılır. Giyim, gıda, kozmetik, elektronik vb. gibi sektörlerde dağıtıma yönelik ağ tasarımı yapılırken, tersine lojistik, atık toplama ve geri dönüşüm gibi sektörlerde toplamaya yönelik ağ tasarımı yapılmaktadır.

Çakır vd. (2019), katı atıkları toplama sistemine ait yol ağları, çalışma alanının demografik yapısı ve bu bölgede ortaya çıkan atık miktarları ile ilgili veri setleri oluşturmuştur. Bu veriler yardımıyla, katı atık toplama ve taşıma operasyonlarında, rota ve güzergâh optimizasyonu ile her mahalleye ait optimum güzergâh tespiti yapılmış; alansal katı atık dağılım haritaları çıkarılmış ve fayda-maliyet ilişkisi değerlendirilmiştir.

Alakaş vd. (2018), katı atıkların toplandığı noktalardan, işleme tesisine götürülmesinde minimum maliyet ve en kısa yol ile çok amaçlı bir model geliştirmiştir. Homojen çok araçlı araç rotalama problemi için önerilen model aracılığı ile haftanın her günü için araç rotaları belirlenmiştir.

Cingöz vd. (2018), katı atık işleme tesisinin coğrafi bilgi sistemleri aracılığı ile atık toplarken kullanacağı en uygun rotayı belirlemeye yönelik bir çalışma yapmıştır. Modelle önerilen rotaların işletmeye en kısa yol amacıyla katkı sağladığı görülmüştür.

Ergülen ve Ünal (2018), ambalaj atıklarının toplanarak işletmeye götürülmesinde ortaya çıkan maliyetleri minimize etmek ve bu maliyetleri minimize edecek atık miktarını belirlemeye yönelik çalışma yapmıştır. Oluşturulan model LINDO 6.01 programıyla çözülmüştür. Çalışma sonucunda veriler karşılaştırıldığında 22.730 TL tasarruf sağlanmıştır. Ayrıca belirlenen dört bölgeden maliyeti minimize eden toplanılması gereken atık miktarı da belirlenmiştir.

Asefi vd. (2015), atıkların toplanması ve olası atık işleme tesislerinin kurulum yerlerine karar vermek için bir model geliştirmiştir. Karma tam sayılı programlama ile tanımlanan model, toplam taşıma maliyetini en aza indirmek için uygun yerlerin seçimi ve minimum mesafenin belirlenmesi amacıyla oluşturulmuştur.

Das ve Bhattacharyya (2015), belediyenin katı atık toplama tesisinin minimum maliyetle en kısa rotayı bulması amacına yönelik bir modelleme yapmıştır. Karma tamsayı programlama olarak sunulan modelin çözümü ile önerilen rota mevcut durumu %30'dan fazla olarak azaltmıştır.

İpekçil Doğan ve Kırdar (2014), evsel ilaç atıklarının eczanelerden toplanarak geçici bir depoya taşınmasında üç farklı model geliştirmiştir. Bu üç model gerçek veriler çeşitli varsayımlar altında karşılaştırılmış ve farklı maliyetler ile en kısa yolun bulunmasında farklı rotalar sunulmuştur.

Samanlıoğlu (2013), endüstriyel tehlikeli atıkların toplanması ile ilgili oluşturduğu matematiksel modelinde üç kriteri göz önünde bulundurmıştır. Bunlardan birincisi tehlikeli maddelerin ve atıkların toplam taşıma maliyetini ve arıtma, bertaraf ve geri dönüşüm merkezleri kurmanın sabit maliyetini içeren toplam maliyeti en aza indirmek; ikincisi, tehlikeli maddelerin ve atık artıklarının taşıma yolları boyunca nüfusun maruz kalmasıyla ilgili toplam nakliye riskinin en aza indirilmesi; ve sonuncusu ise bölge riski olarak da adlandırılan arıtma ve bertaraf merkezleri çevresindeki nüfus için toplam riski en aza indirmektir.

Güvez vd. (2012), atık sektöründeki bir toplayıcı işletmenin, müşteri grubunda yer alan sağlık kurumlarından tıbbi atık toplamada kullandıkları araç için en uygun rotanın belirlenmesi ve önerilen rotanın maliyetinin en küçüklenmesi amaçlamıştır. Problemin çözümde, tamsayılı programlama modeli kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlarla mevcut sistem karşılaştırılmış ve önerilen modelin işletmenin bir aylık toplam yol mesafesini %20,63 oranında iyileştirdiği tespit edilmiştir.

Kaçtıoğlu ve Şengül (2010), oluşan ambalaj atıklarının, belirlenen yerlerden toplanarak Toplama Ayırma Tesislerine ve oradan da Geri Dönüşüm Tesislerine ve ambalaj niteliğinde olmayan atıkların şehrin düzenli depolama sahasına sevkıyatı ağında açığa çıkan maliyetleri minimum yapan akışları sağlamak amacıyla 6 senaryo geliştirmişlerdir. Karma tam sayılı programlama modeli

kurularak çözülen problemde düşük geri dönüşüm oranlarında kâr sağlanabilmiş ve büyük oranların olması halinde zarar tespit edilmiştir.

3.Modelin oluşturulması ve uygulama

Ele alınacak olan problemde, Malatya’da çeşitli işyerlerinden ambalaj atıkları toplayıp geri dönüşüm faaliyetlerinde bulunan bir firmanın, atıkların toplanıp geri dönüşüm tesisine taşınması sırasında ortaya çıkan maliyetlerin azaltılması ve toplama rotasının oluşturulması amaçlanmıştır.

Önerilen 0-1 tamsayılı doğrusal programlama modelinde kullanılan problem girdileri ve değişkenler aşağıda verilmiştir:

Problem Girdileri

Q_k : k. aracın kapasitesi

M : araç sayısı

N : geri dönüşüm noktalarının sayısı

d_{ij} : i düğümü ile j düğümü arasındaki uzaklık ($\forall i, j \in N$)

q_i : i. düğümün toplama talebi

c_k : k. aracın km başına yaktığı yakıt fiyatı

0-1 Karar Değişkenleri

$x_{ijk} : \begin{cases} 1, & \text{eğer } k \text{ nolu araç } i \text{ düğümünden } j \text{ düğümüne geçiyorsa } (\forall i, j \in N) \\ 0, & \text{diğer durumlarda} \end{cases}$

Model şu şekildedir;

Amaç fonksiyonu:

$$\text{Min } Z = \sum_{i=0}^N \sum_{j=0}^N c_k d_{ij} x_{ij}^k \quad (1)$$

Kısıtlar:

$$\sum_{i=0}^N x_{ij}^k = 1, \quad j = 1, \dots, N \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^N x_{0j}^k = 1, \quad k = 1, \dots, M \quad (3)$$

$$\sum_{i=1}^N x_{i0}^k = 1, \quad k = 1, \dots, M \quad (4)$$

$$x_{ij}^k + x_{ji}^k \leq 1, \quad i \neq j = 1, \dots, N \quad (5)$$

$$\sum_{i=1}^N q_i x_{ij}^k \leq Q^k, \quad k = 1, \dots, M \quad (6)$$

$$x_{ijk} \in \{0, 1\}, \quad \forall i, j, k \quad (7)$$

Amaç fonksiyonu (1), toplam taşıma maliyetini en küçükmektir. (2) numaralı kısıta göre her düğüm yalnızca bir kez ziyaret edilecektir. (3) numaralı kısıt her bir aracın geri dönüşüm tesisinden başlamak suretiyle ilgili düğümlere doğru hareket etmek zorunda olduğunu belirtir. (4) numaralı kısıt ise her bir aracın geri dönüşüm tesisine geri dönmek zorunda olduğunu belirtir. Problemin çözümünde alt turların engellenmesi için (5) numaralı kısıt eklenmiştir. Her aracın taşıyabileceği toplam atık miktarının bir

sınırı vardır ve bununla ilgili kapasite kısıtı (6) numaralı kısıt ile belirtilmiştir. (7) numaralı kısıt ise her aracın bir rotaya atanıp atanmaması ile ilgili karar değişkeni değeridir.

Mevcut Durum Analizi

- Geri dönüşüm tesisi, tek bir depodan oluşmaktadır.
- Geri dönüşüm tesisi, toplam 19 fabrikadan ambalaj atığı almaktadır.
- Geri dönüşüm tesisinde, 2 kamyon ve 2 kamyonet olmak üzere 4 adet araç bulunmaktadır.
- Atıkları toplamak için 2 şoför bulunmaktadır.
- Geri dönüşüm tesisi, pazar günleri çalışmamaktadır.
- Fabrikaların biriken atık konteynırlarına göre aylık ortalama ziyaret sayıları; F1:30, F2:15, F3:12, F4:11, F5:10, F6:8, F7:6, F8:6, F9:5, F10:5, F11:3, F12:2, F13:2, F14:2, F15:2, F16:1, F17:1, F18:1, F19:1.
- F1, F2, F4, F6, F7, F8 ve F9 fabrikaları atıklarının kamyon tipi araçlarla alınmasını talep etmekte, geri kalan 12 fabrikanın ise herhangi bir özel talebi bulunmamaktadır.
- Geri dönüşüm tesisi ve fabrikaların birbirine olan mesafesi Google Earth programıyla hesaplanmış ve km cinsinden Tablo 1’de verilmiştir.

Tablo 1. Fabrikaların birbirine olan mesafesi (km)

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
0	0	1,2	18	14	14	13	14	17	16	17	15	23	12	15	7	13	16	15	25	6,7
1	1,2	0	16	13	12	12	13	16	15	16	14	24	11	14	6	12	15	14	25	12,8
2	18	16	0	4	7	6	8	10	2	10	3	36	22	8	17	7	2	8	15	0,26
3	14	13	4	0	6	6	4	10	6	10	2	30	21	8	13	3	6	5	18	5,3
4	14	12	7	6	0	2	1	4	5	4	4	33	18	2	13	2	5	2	21	6,7
5	13	12	6	6	2	0	1	5	5	5	4	28	17	3	12	1	5	3	20	6,1
6	14	13	8	4	1	1	0	4	6	4	5	32	18	2	13	5	6	3	24	7,2
7	17	15,5	10	10	4	5	4	0	6	1	5	35	21	3	16	5	6	3	24	7,6
8	16	15	2	6	5	5	6	6	0	6	1,5	34	20	7	15	5	1	7	20	2
9	17	16	10	10	4	5	4	1	6	0	5	34	21	3	16	5	6	3	24	5,4
10	15	14	3	2	4	4	5	5	1,5	5	0	30	19	6	14	4	2	5	18	2,9
11	23	24	36	30	33	28	32	35	34	34	30	0	16	30	20	30	35	35	46	36
12	12	11	22	21	18	17	18	21	20	21	19	16	0	18	6	17	20	6	34	11,6
13	15	14	8	8	1,5	3	2	3	7	3	6	30	18	0	14	3	7	1	22	8
14	7	6	17	13	13	12	13	16	15	16	14	20	6	14	0	13	15	13	30	15,2
15	13	12	7	3	2	1	5	5	5	5	4	30	17	3	13	0	5	3	20	6,1
16	16	15	2	6	5	5	6	6	1	6	2	35	20	7	15	5	0	4	17	15
17	15	14	8	5	2	3	3	3	7	3	5	35	6	1	13	3	4	0	22	13
18	25	25	15	18	21	20	24	24	20	24	18	46	34	22	30	20	17	22	0	14,6
19	6,7	12,8	0,26	5,3	6,7	6,1	7,2	7,6	2	5,4	2,9	36	11,6	8	15,2	6,1	15	13	14,6	0

Modellenen problem GAMS programıyla çözülmüştür. Çözüm sonucu Tablo 2’de gösterilmiştir. Tablo 3’te ise aylık toplam mesafe ve maliyetler hesaplanmıştır.

Tablo 2. Fabrikaların birbirine olan mesafesi (km)

Günler	Kamyon rota	Toplam yol	Kamyonet rota	Toplam yol
1	0-4-1-0	27,2	-	0
2	0-1-2-0	35,2	0-3-5-0	33
3	0-6-4-2-1-0	39,2	-	0
4	0-9-2-4-1-0	47,2	0-5-10-3-0	33
5	0-8-7-1-0	38,7	-	0
6	0-6-4-2-1-0	39,2	0-3-5-0	33
7	0-1-0	2,4	-	0
8	0-1-2-8-4-7-0	42,2	0-11-5-3-0	71
9	0-6-2-1-0	39,2	-	0
10	0-9-2-1-0	44,2	0-5-10-3-0	33
11	0-4-1-0	27,2	-	0
12	0-6-7-8-2-1-0	43,2	0-3-5-0	33
13	0-1-0	2,4	0-15-13-12-14-0	47
14	0-4-2-1-0	38,2	0-5-10-3-0	33
15	0-6-9-2-1-0	45,2	-	0
16	0-1-2-8-4-7-0	42,2	0-5-10-3-0	33
17	0-1-0	2,4	-	0

Tablo 2. Fabrikaların birbirine olan mesafesi (km) (devam)

Günler	Kamyon rota	Toplam yol	Kamyonet rota	Toplam yol
18	0-6-4-2-1-0	39,2	0-3-5-0	33
19	0-1-0	2,4	-	0
20	0-9-2-4-1-0	47,2	0-5-10-3-0	33
21	0-6-7-8-2-1-0	43,2	-	0
22	0-1-2-0	35,2	0-3-5-0	33
23	0-4-1-0	27,2	-	0
24	0-6-2-1-0	39,2	0-5-10-3-0	33
25	0-1-7-9-8-0	39,7	0-14-12-11-13-0	74
26	0-4-2-1-0	38,2	0-3-15-5	31

Tablo 3. Aylık toplam mesafe ve maliyetler

Kamyon toplam km:	867	Kamyonet toplam km:	586
lt/km:	0,3	lt/km	0,22
tl/lt:	41,62	tl/lt:	41,62
Aylık maliyet:	10825,36 tl	Aylık maliyet:	4747,59 tl
Genel toplam:	15572,96 tl		

4.Sonuç ve öneriler

Küreselleşen ve tüketim yolunda hızla ilerleyen günümüz yapısında, doğal kaynaklar hızla tükenmekte ve çevre sorunları artmaktadır. Çevre sorunlarını azaltmak ve atıklardan geri kazanım elde ederek ekonomiye fayda sağlamak için “yeşil lojistik” ve “tersine lojistik” kavramları önem kazanmış ve uygulamada geniş

yer bulmuştur. Atık yönetimini sağlamak, daha az atık çıkarmak ve bu atıkların geri kazanımını sağlamak, geri dönüştürülebilir malzemeler kullanmak yeşil lojistiğin esaslarındandır.

Türkiye’de her yıl binlerce ton çöp atılmaktadır. Bu çöplerin büyük bir kısmı yeniden değerlendirilebilir nitelikte olup geri dönüşüme tabidir. Plastik, cam, kağıt, ahşap vb. atıklar gerekli proseslerden geçirilerek tekrar kullanımı sözkonusu olup, yarı mamul yada mamul olarak geri kazanımlar elde edilebilmektedir. Bu şekilde hem kaynaklar daha etkin olarak kullanılmakta, hem de ülke ekonomisine katkı sağlanmaktadır.

Ürünlerin müşterilere ya da depolara ulaştırılmasının hızlı, güvenli ve ekonomik yapılmasının gerekliliğinden ötürü ARP’nin önemi her geçen gün artmaktadır. Bu çalışmada, fabrikalardan çıkan ambalaj atıklarının doğaya atılmadan ve çevreyi kirletmeden geri dönüşüm tesisine zamanında taşınması ele alınmıştır. Atık konteynırlarının 19 fabrikadan geri dönüşüm tesisine 1 kamyon, 1 kamyonet olmak üzere toplamda 2 araç kullanılarak yaklaşık 15.600 TL maliyet ile taşınabilmektedir.

Gerçekleştirilen çalışma ile geri dönüşüm tesisinin aylık çizelgelemesi planlanmış olup toplam taşıma maliyetleri görünür duruma gelmiştir. Geri dönüşüm tesisine ait 2 kamyon ve 2 kamyonetten birer aracın gerekli olmadığı ayrıca tespit edilmiş olup bu araçlar farklı şekilde kullanıldığında ya da elden çıkarıldığında araçlara ait bakım, sigorta, kasko, yakıt vb. giderlerin ortadan kaldırılarak işletmenin toplam maliyetlerini azaltması da önerilmektedir.

Kaynakça

<https://sifiratik.gov.tr/sifir-atik/sifir-atik-nedir> Erişim Tarihi: 24.02.2023.

Alakaş, H. M., Kızıldaş, Ş., Eren, T., & Özcan, E. (2018). Sıfır atık projesi kapsamında atıkların toplanması: Kırıkkale ilinde homojen çok araçlı araç rotalama uygulaması. *Harran Üniversitesi Mühendislik Dergisi*, 3(3), 190–196.

Asefi, H., Lim, S., & Maghrebi, M. (2015). A mathematical model for the municipal solid waste location-routing problem with intermediate transfer stations. *Australasian Journal of Information Systems*, 19, 21–35. <https://doi.org/10.3127/ajis.v19i0.1151>

Çakır, M. E., DemİR Yetiş, A., Yeşilnacar, M. İ., & Ulukavak, M. (2019). Katı atıklar için optimum güzergâh tespiti ve alansal dağılım haritalarının CBS ortamında oluşturulması: Sıruç (Şanlıurfa) Örneği. *Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 8(2), 595–603.

Cingöz, K., Gürgen, E., & Beyhan, B. (2018). Coğrafi bilgi sistemleriyle atık toplama araçlarının rotalarının belirlenmesi. *Hacettepe Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 36(1), 39–62. <https://doi.org/10.17065/huniibf.411125>

Das, S., & Bhattacharyya, B. K. (2015). Optimization of municipal solid waste collection and transportation routes. *Waste Management*, 43, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.033>

Ergülen, A., & Ünal, Z. (2018). Sürdürülebilirlik çerçevesinde ambalaj atıklarının geri dönüşümü üzerine doğrusal programlama uygulaması. *Ulakbilge*, 6(22), 279–296. <https://doi.org/10.7816/ulakbilge-06-22-03>

Eshtehadi, R., Demir, E., & Huang, Y. (2020). Solving the vehicle routing problem with multi-compartment vehicles for city logistics. *Computers and Operations Research*, 115, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cor.2019.104859>

Güvez, H., Dege, M., & Eren, T. (2012). Kırıkkale’de araç rotalama problemi ile tıbbi atıkların toplanması. *International Journal of Engineering Research and Development*, 4(1), 41–45.

İpekçil Doğan, Ö., & Kırdı, K. (2014). Evsel ilaç atıklarının toplanmasında tersine lojistik ağı üzerine bir uygulama. *Dokuz Eylül Üniversitesi Denizcilik Fakültesi Dergisi*, 6(1), 1–22.

Ji, P., & Chen, K. (2007). The vehicle routing problem : the case of the Hong Kong postal service. *Transportation Planning and Technology*, 30(2–3), 167–182. <https://doi.org/10.1080/03081060701390841>

Kaçtıoğlu, S., & Şengül, Ü. (2010). Erzurum kenti ambalaj atıklarının geri dönüşümü için tersine lojistik ağı tasarımı ve bir karma tamsayılı programlama modeli. *Atatürk Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Dergisi*, 24(1), 89–112.

Kim, H., Yang, J., & Lee, K. (2009). Vehicle routing in reverse logistics for recycling end-of-life consumer electronic goods in South Korea. *Transportation Research Part D*, 14(5), 291–299. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2009.03.001>

Samanlioğlu, F. (2013). A multi-objective mathematical model for the industrial hazardous waste location-routing problem. *European Journal of Operational Research*, 226, 332–340. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2012.11.019>

Tüzün Rad, S., & Gülmez, Y. S. (2017). Green logistics for sustainability. *Uluslararası Yönetim İktisat ve İşletme Dergisi*, 13(3), 603–614.

Zachariadis, E. E., Tarantilis, C. D., & Kiranoudis, C. T. (2013). Designing vehicle routes for a mix of different request types , under time windows and loading constraints. *European Journal of Operational Research*, 229(2), 303–317. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2013.02.056>

Zengin, E., & Akunal, E. V. O. (2017). Green logistics practices in Turkey. *Journal of Management, Marketing and Logistics (JMML)*, 4(2), 116–124. <https://doi.org/10.17261/Pressacademia.2017.456>

BÖLÜM IX

Baryum Ferrit Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)- TiO₂ Partiküllerinin Sentezi, Karakterizasyonu ve Sulu Çözeltiden Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonu

**Esra YALÇINER¹
Petek BALCI²
Ali KARA³**

Giriş

Sanayideki büyüme ve üretim süreçlerinde meydana gelen değişiklikler, çevreye yapılan atık su deşarjlarının artmasına neden olmaktadır (Naim & El Abd, 2006). Tekstil endüstrisi, toksik ve tehlikeli kimyasallar içeren atık sular üreten endüstriyel sektörlerden

¹Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Bursa/Türkiye, Orcid: 0009-0008-6910-6395, esrayalciner115@gmail.com

²Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Bursa/Türkiye, Orcid: 0009-0009-0981-1647, petekbalci@outlook.com

³ Prof. Dr., Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Bursa/Türkiye, Orcid: 0000-0003-2457-6314, akara@uludag.edu.tr

biridir. Dünya Bankası tarafından yapılan tahminlere göre, tekstil endüstrisi toplam endüstriyel kirliliğin %17-20'sinden sorumlu endüstri olarak görülmektedir. Ayrıca tekstil endüstrisi, toplam endüstriyel su tüketiminin %2,1'ine denk gelen $0,4 \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$ tatlı su tüketimi ile en fazla su tüketicilerinden biri olarak öne çıkmaktadır. Sonuç olarak, endüstri bir ton nihai ürün başına 200 ila 350 m^3 arasında değişen atık su üretmektedir (Nidheesh & ark., 2022). Tekstil sektörü, atık suların hacmi ve bileşimi açısından değerlendirildiğinde, tüm sanayi dalları arasında en fazla çevre kirliliğine neden olan sektör olarak öne çıkmaktadır (Tehrani-Bagha, Mahmoodi & Menger, 2010).

Tekstil endüstrisinden kaynaklı oluşan atık suların büyük bir kısmı boyama işlemlerinden kaynaklanmaktadır (Çapar, Yetiş & Yılmaz, 2004). Boyama işlemi, kumaşı renklendirmek için boyaların kumaşa uygulanmasını içermektedir. Bu işlem için önemli miktarda tatlı su kullanılmakta ve daha fazla atık su deşarjına neden olmaktadır. Boyama sonrasında, tuz ve organik maddeler atık suya karışmaktadır. Kumaş tarafından adsorbe olmayan boyalar da atık su ile uzaklaştırılmaktadır (Sharma & ark., 2023).

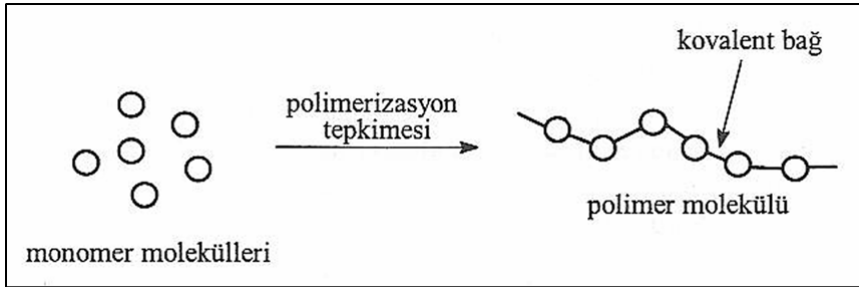
Atık sulardan boyar maddelerin giderilmesi için ileri oksidasyon, adsorpsiyon, membran ayırma ve koagülasyon gibi çeşitli teknikler kullanılmaktadır. Adsorpsiyon, endüstrilerin atık sularındaki zararlı inorganik ve organik kirleticileri azaltmada en etkili ileri arıtma yöntemlerinden biri olarak kullanılmaktadır (Yagub & ark., 2014). Biyolojik olarak parçalanması zor olan organik boyar maddeler uygun adsorbanların yüzeyine tutunarak atık sulardan uzaklaştırılabilirler (Namal, 2017).

Bu çalışmada, süspansiyon polimerizasyon yöntemi ile sentezlenen ve karakterizasyonu gerçekleştirilen çapraz bağlı mikroküreler ile sulu çözeltilerdeki boyar maddeler için adsorpsiyon yöntemi kullanılarak boyar maddelerin sulu çözeltilerden uzaklaştırılması amaçlanmaktadır. Böylelikle boyar maddelerin sulu çözeltilerden kolay, hızlı ve yüksek verimde uzaklaştırılması hedeflenmektedir.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Polimerler

Monomerler, düşük moleküler kütleye sahip kimyasal maddeler olup, kovalent bağlarla birbirine bağlanarak büyük moleküller oluşturabilirler. Polimerler, fazla sayıda monomerin kovalent bağlarla bir araya gelerek oluşturduğu büyük moleküllerdir.



Şekil 1. Polimerizasyon tepkimesi ile monomer moleküllerinin birbirine bağlanarak büyük polimer moleküllerinin oluşumu

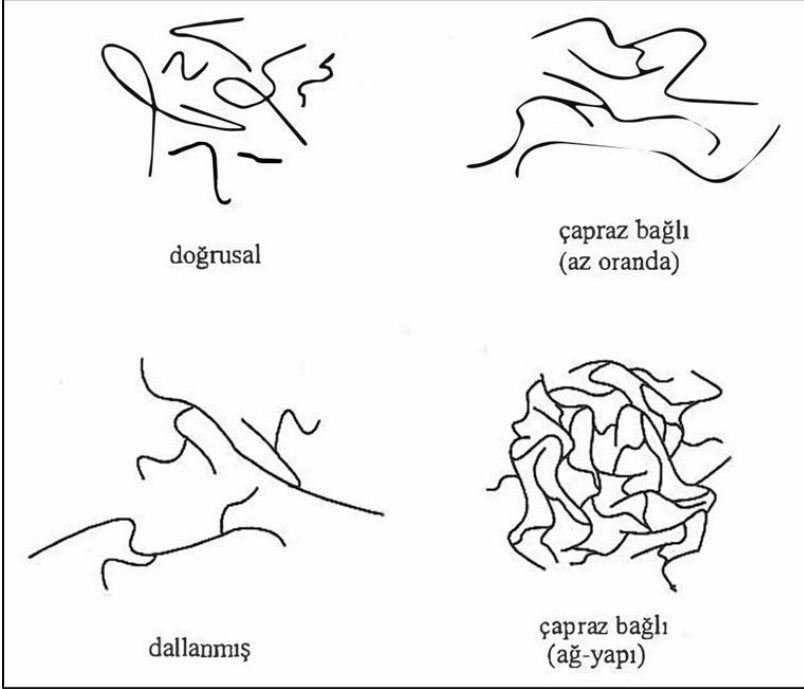
2.1.1. Polimerlerin Sınıflandırılması

Polimerler, zincir yapılarının fiziksel özelliklerine göre şu şekilde sınıflandırılabilirler:

- Doğrusal polimerler
- Dallanmış polimerler

- Çapraz bağlı polimerler
- az oranda

yoğun (ağ-yapı)



Şekil 2. Polimer zincirlerinde görülebilecek zincir yapıları

Ana zincirlerindeki atomlara yalnızca yan grupların bağlı olduğu polimerler, doğrusal polimerler olarak adlandırılır. Doğrusal polimerlerin ana zincirleri, diğer zincirlere kovalent bağlarla bağlanmaz. Uygun çözücülerde çözünerek, eritilip defalarca yeniden şekillendirilebilirler.

Dallanmış polimerler adı verilen bir başka polimer grubunda, ana zincir üzerinde aynı kimyasal yapıya sahip ve kovalent bağlarla bağlanmış dallanmış zincirler bulunur. Dallanmış polimerler, polimerizasyon sırasında meydana gelen yan reaksiyonlar veya

ikincil reaksiyonlar sonucu oluşur. Yan dalların (zincirlerin) uzunlukları değişken olabilir ve bu dallar üzerinde ayrıca başka dallanmalar da meydana gelebilir. Dallanmış polimerler genellikle doğrusal polimerlere benzer özellikler gösterir.

Çapraz bağlı polimerlerde, ana zincirler farklı uzunluktaki zincir parçalarıyla kovalent bağlarla birbirine bağlıdır. Yoğun çapraz bağlanmanın olduğu durumlarda ağ yapılı polimerler oluşur. Bu polimerlerde, tüm zincirler birbirine kovalent bağlarla bağlıdır; bu nedenle sistem tek bir molekül olarak düşünülebilir ve bir zinciri çekmek, tüm polimer örneğini hareket ettirir. Çapraz bağlı polimerler çözünmezler, ancak uygun çözücülerde belirli bir oranda şişebilirler. Şişme oranı, çapraz bağ yoğunluğuyla ilişkilidir; çapraz bağ yoğunluğu arttıkça polimerin çözücüdeki şişme derecesi azalır ve yoğun çapraz bağlanma durumunda polimer çözücülerden etkilenmez (Saçak, 2005).

2.1.2. Polimerizasyon Teknikleri

Başlangıçtaki monomer ve elde edilen polimerin ince bir dağılım halinde bulunduğu çeşitli heterojen polimerizasyon teknikleri kullanılarak polimer partikülleri üretmek için çeşitli yöntemler vardır. Polimerizasyon tekniğinin türüne bağlı olarak, polimerizasyon başlatıcısı sentez sırasında oluşan polimer içinde bulunabilir veya bulunmayabilir ve monomer veya ortamda çözünebilir. Monomer fazı dağılmış veya organik faz olarak adlandırılırken, dağılmış fazı içeren sıvı faz polimerizasyon ortamı olarak bilinir. Polimer partiküllerini sentezlemek için kullanılan beş temel teknik süspansiyon, emülsiyon, dispersiyon, çökeltme ve tohumlanmış polimerizasyonu içerir.

Süspansiyon polimerizasyon tekniği tipik olarak büyük polimer partiküllerinin (5-1000 µm) sentezlenmesi için uygunken, diğer teknikler çok daha küçük partiküller üretir. Bir üretim yöntemi seçmeden önce amaçlanan uygulamayı göz önünde bulundurmak önemlidir. Süspansiyon polimerizasyonunda hem monomer hem de başlatıcı polimerizasyon ortamında çözünmez, ancak monomerde başlatıcı çözünür ve polimerizasyon monomer damlacıkları içinde gerçekleşir. Monomer fazı, bir karıştırıcı ve uygun bir süspansiyon ajanı kullanılarak ortamda küçük damlacıklar halinde süspanse edilir. Süspansiyon polimerizasyonu ile üretilen polimerlere örnek olarak PS, PVC, PAc, PVA, PAAm ve suda çözünür akrilatlar verilebilir (Chaudhary & Sharma, 2019).

2.2. Boyar Maddeler

Boyar maddeler, genellikle suda çözünebilen ve tekstil ürünlerine renk vermek amacıyla yüzeylere veya kumaşlara bağlanan, hidrofilik veya lipofilik, renkli organik kimyasal bileşiklerdir (Rápó & Tonk, 2021). UV ve görünür bölgelerdeki elektromanyetik radyasyonun bir molekül tarafından emilmesi, bir elektronun daha düşük bir elektronik enerji seviyesinden daha yüksek bir elektronik enerji seviyesine hareket etmesine neden olarak elektronik uyarılmaya yol açar. UV veya görünür bölgede absorbe olan kovalent olarak doymamış bir grup kromofor olarak bilinir. Kromoforlara örnek olarak $C\equiv C$, $C\equiv N$, $C=C$, $C=O$, $N=N$ ve NO_2 verilebilir. Bir bileşik sadece görünür bölgedeki (400-800 nm) ışığı absorbe ederse renkli görünecektir. Bu nedenle, bir kromofor, görünür veya UV bölgesindeki radyasyonu absorbe edip etmemesine bağlı olarak bir bileşiğe renk verebilir veya vermeyebilir (Gürses & ark., 2016a).



Şekil 3. Reactive Red 195 boyar maddesi

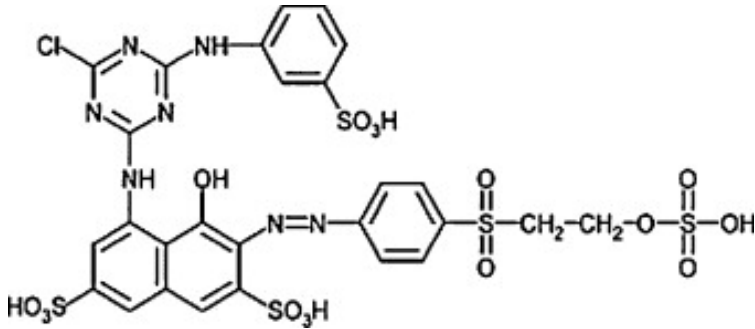
2.2.1. Boyar Maddelerin Sınıflandırılması

Tekstil boyar maddelerinin sınıflandırılması, mevcut boyaların çeşitliliği ve sayısındaki önemli artış nedeniyle çok önemli hale gelmiştir. Bu boyar maddeler yapısal olarak antrakinon, azo, ftalosiyenin, sülfür, indigo, nitro ve nitroso gibi belirli fonksiyonel grupların varlığına göre sınıflandırılabilir. Bir başka sınıflandırma yöntemi de endüstriyel uygulama tekniklerine dayanmaktadır. Buna göre, boyar maddeler dispers, direkt, asit, reaktif, bazik, fıçı ve daha fazlası gibi gruplara ayrılır (Benkhayaa, M' rabetb & Harf, 2020).

Tüm boya türleri arasında reaktif boyalar en yüksek düzeyde kirlilik üreten boyalardır. Bugüne kadar, farklı kromoforlar ve reaktif grupların bir araya getirilmesiyle çok sayıda reaktif boya geliştirilmiştir (Lia, Mua & Yang, 2019). Reaktif boyalar, reaktif grupları ve tekstil liflerinin yüzey grupları arasında kovalent bağ oluşumu ile başlayan olağanüstü bağlanma kabiliyetleri nedeniyle ticari sentetik boyaların önemli bir bölümünü oluşturmaktadır. Tekstil endüstrisinde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır ve toksisiteleri, mutajeniteleri ve biyolojik olarak parçalanamamaları nedeniyle ekosisteme deşarjları günümüzde artan bir çevresel tehlike

oluşturmaktadır (Belessi & ark., 2009). Sonuç olarak, reaktif boyalar yıllık boya tüketiminin yaklaşık %30'unu oluşturmaktadır. Boyama işlemi sırasında, reaktif boyaların %20-60'ı kaçınılmaz olarak kaybolmakta ve önemli miktarlarda atık suyla birlikte deşarj edilmektedir (Lia, Mua & Yang, 2019).

Azo boyar maddeler anaerobik olarak parçalandığında, oldukça toksik, kanserojen ve mutajenik olan aromatik aminler üretilir. Tüm boyar maddelerin %60'ından fazlasını oluşturan azo boyar maddeler en yaygın kullanılanlardır (Shah, 2014). Azo boyar maddeler en az bir nitrojen-nitrojen (N=N) çift bağına sahiptir, ancak çeşitli farklı yapılara sahip olabilirler. Azo grubu, en az biri, ancak tipik olarak her ikisi de aromatik olan iki gruba bağlanır. Nispeten basit sentezleri ve neredeyse sınırsız sübstitüent aralığı ile bilinen azo boyalar, sentetik renklendiricilerin en önemli grubudur. Tekstil, ilaç, plastik, deri, kağıt ve baskı gibi endüstrilerde yaygın olarak kullanılırlar ve doğal olarak oluşmazlar. Tipik olarak azo boyalar, birincil aromatik aminin diazotlaştırılması ve ardından elde edilen diazonyum tuzunun elektron bakımından zengin bir nükleofil ile birleştirilmesi yoluyla sentezlenir (Gürses & ark., 2016b).



Şekil 4. Reactive Red 195'in kimyasal yapısı (Aksakal & Uçun, 2010)

2.3 Atık Suları Arıtma Yöntemleri

Tekstil ve boyar madde endüstrilerinden kaynaklanan boya içeren atık sular, arıtılması en zor endüstriyel atık su türlerinden biri olarak değerlendirilmektedir (Srinivasan & Viraraghavan, 2010). Tekstil endüstrileri, fazla miktarlarda kimyasal madde ve su tüketmektedir. Boyama ve diğer işlemler sırasında kullanılan bu inorganik ve organik bileşiklerin çeşitliliği, ortaya çıkan atık suların özelliklerini de farklılaştırmaktadır. Su kaynaklarına deşarj edilen renkli atık sular, su ortamında ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentetik aktiviteyi olumsuz etkilemektedir. Aynı zamanda, bazı sucul organizmalarda boyar maddelerin birikmesi, toksik ve kanserojenik bileşiklerin oluşma riskini artırmaktadır. Bu nedenle, tekstil endüstrisinden kaynaklı atık sularının renk giderim süreçleri ekolojik açıdan büyük önem taşımaktadır. Bununla birlikte, boyar maddelerin kompleks kimyasal yapıları ve sentetik kökenleri nedeniyle bu maddelerin giderimi oldukça zorlu bir süreçtir (Kocaer & Alkan, 2002).

Boya içeren atık sular genellikle fiziksel veya kimyasal arıtma yöntemleri kullanılarak arıtılmaktadır. Bu yöntemler arasında flotasyon ile birlikte flokülasyon, elektroflokülasyon, membran filtrasyonu, elektrokinetik koagülasyon, elektrokimyasal bozunma, iyon değişimi, ışınlama, çökeltme, ozonlama ve aktif karbon ile hava karışımlarının kullanıldığı katoks arıtma yöntemi bulunmaktadır. Ancak, bu teknolojiler genellikle renk gideriminde yetersiz kalmakta, maliyet açısından yüksek olmakta ve çeşitli boya atık sularına uyarlanabilirlikleri sınırlı olmaktadır. Buna karşılık, adsorpsiyonun boya atık sularındaki renklerin giderimi için etkili bir yöntem olduğu görülmüştür (Srinivasan & Viraraghavan, 2010).

2.3.1. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, gazların veya çözeltilerin katı ya da sıvı yüzeyler tarafından tutulması olayını içeren bir kütle transferi sürecidir. Katı yüzeydeki adsorpsiyon, yüzeydeki moleküllerin veya atomların dengelenmemiş kuvvetler sebebiyle artık yüzey enerjisi taşınmasından kaynaklanmaktadır. Belirli maddeler katı yüzeye temas ettiğinde, bu dengelenmemiş kuvvetler tarafından çekilerek yüzeyde kalırlar. Adsorpsiyon süreçleri, adsorpsiyon kuvvetlerine bağlı olarak ikiye ayrılmaktadır. Bunlar kimyasal ve fiziksel adsorpsiyondur. Moleküller arası kuvvetlerin (örneğin, van der Waals kuvvetleri) etkileşimi sonucu meydana gelen adsorpsiyona fiziksel adsorpsiyon nedir. Bu tür adsorpsiyon genellikle düşük sıcaklıklarda gerçekleşir, hızlı adsorpsiyon hızı, düşük adsorpsiyon ısı ve düşük seçicilik ile karakterize edilir. Moleküller arası çekim kuvvetleri zayıf olduğu için adsorbat moleküllerinin yapısında önemli bir değişim gözlenmez, adsorpsiyon enerjisi düşüktür ve adsorbe edilen maddeler kolayca serbest bırakılabilir. Kimyasal bağların etkisiyle gerçekleşen adsorpsiyon ise kimyasal adsorpsiyon olarak adlandırılır. Kimyasal adsorpsiyon süreci, kimyasal bağların oluşumu ve yıkımı süreçlerini içerir. Bu süreçte adsorpsiyon ısının emilmesi veya salınımı daha büyük olup, gereken aktivasyon enerjisi de daha yüksek olmaktadır (Hu & Xu, 2020).

2.4. Polimerik Adsorbanlar

Adsorpsiyonun verimliliği, kullanılan adsorbanın adsorpsiyon kapasitesine bağlıdır. Bu nedenle, doğal adsorbanlar ucuz ve kolay erişilebilir olsalar da günümüzde polimer adsorbanlar daha fazla tercih edilmektedir.

Çünkü polimerik adsorbanlar;

- Uzaklaştırılmak istenen adsorbata özgü olarak tasarlanabilir.
- Fiziksel ve kimyasal açıdan daha karardır.
- Yüksek mekanik dayanıklılığa sahip olup defalarca kullanılabilir.
- Gözenek boyutu ayarlanabilir ve yüksek miktarda organik molekülü adsorbe edebilir.
- Adsorbanın çözelti ortamından uzaklaştırılması zaman alıcı bir işlemdir. Ancak, polimerik adsorbanlara manyetik özellik kazandırılarak uygun bir manyetik alan yardımıyla bu işlem kısa sürede gerçekleştirilebilir.

Bu nedenle, iyi bir adsorban tasarlamak oldukça önemlidir.

Boyarmaddelerin yapısına uygun adsorbanlar kullanıldığında adsorpsiyon verimi artar. Bu sebeple, son yıllarda polimerik adsorbanlarla boyarmadde giderimi diğer yöntemler arasında daha sık tercih edilmektedir (Özel & Kara, 2018).

3. Materyal ve Yöntem

3.1. Materyal

Polimer partiküllerinin sentezi ve ilgili deneysel çalışmalar için Reactive Red 195 boyarmaddesi, Poli(Vinil Alkol) (PVA), Divinil Benzen (DVB), 2-Vinil Piridin (2-VP), Toluen, Benzoyl Peroksit (BPO), Baryum Ferrit, Titanyum Dioksit (TiO_2), Sodyum Hidroksit (NaOH) ve Hidroklorik Asit (HCl) materyalleri kullanılmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)-TiO₂ Partiküllerinin Sentezi

Süspansiyon polimerizasyon yöntemi kullanılarak, manyetik ve fotokatalitik özelliklere sahip poli(DVB-2-VP)-TiO₂ polimer partikülleri sentezlenmiştir. Sentez üç aşamada gerçekleştirilmiştir. Polimerizasyon süreci için, biri sulu dispersiyon fazı, diğeri ise organik faz olmak üzere iki farklı faz hazırlanır. Dispersiyon fazı oluşturulurken, 1 mol polivinil alkol (PVA), 50 mL saf su içerisine ilave edilir ve manyetik karıştırıcı ile birlikte ısıtıcı kullanılarak tamamen çözünene kadar karıştırılır. Organik fazı oluşturmak için 1 mol DVB, 1 mol 2-VP, 1 mol toluen, 1 mol benzoil peroksit manyetik karıştırıcıda karıştırılır. Reaktör içerisine 1 mol titanyum dioksit ve 1 mol baryum ferrit eklenir. Polimerizasyon 70 °C’de 5 saat boyunca karıştırılarak gerçekleştirilir. Daha sonra etüvde kurumaya bırakılır.



Şekil 5. Süspansiyon polimerizasyon yöntemi kullanılarak polimer partiküllerinin sentezi

3.2.2. Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)-TiO₂ Partiküllerinin Karakterizasyonu

3.2.2.1. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM)

Polimer partiküllerinin yüzey morfolojisinin incelenmesi için Carl Zeiss Evo 40 marka taramalı elektron mikroskobu (SEM) kullanılmıştır. İlk olarak, polimer partikülleri bir plakaya sabitlenmiştir. Örnek yüzeyi, metalik altın ile kaplanarak iletken hale getirilmiş ve ardından görüntüleme işlemi için cihazdaki yuvaya yerleştirilmiştir.



Şekil 6. SEM cihazı

3.2.3. pH Tampon Çözeltilerinin Hazırlanması

1 M derişiminde Hidroklorik Asit (HCl) ve 0,1 M derişiminde Sodyum Hidroksit (NaOH) kullanılarak çeşitli pH değerlerine sahip çözeltiler hazırlanmıştır. pH ölçümleri, Mettler-

Toledo pH metre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu yöntemle, pH değerleri 7, 9 ve 11 olan tampon çözeltileri elde edilmiştir.

3.2.4. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanması

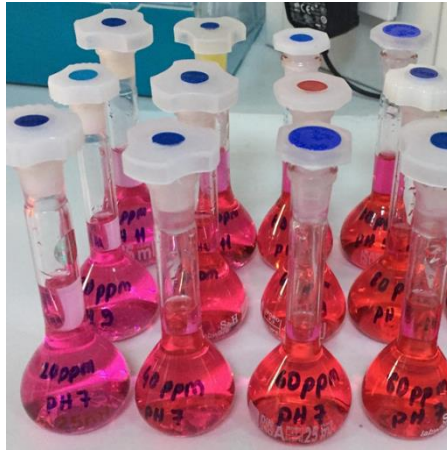
500 mL'lik balon jojede, 100 ppm'lik stok çözeltilerinin hazırlanması amacıyla 0,05 gram Reactive Red 195 boyar maddesi tartılmıştır. Bu boyar madde, pH değeri 7 olan tampon çözelti ile çözülmüştür. Aynı işlem, pH değerleri 9 ve 11 olan tampon çözeltileri kullanılarak tekrarlanmıştır.



Şekil 7. 100 ppm'lik stok çözeltiler

100 ppm derişimdeki stok çözeltilerinden birinin dalga boyu taraması, 200-800 nm dalga boyu aralığında HACH LANGE DR 5000 model UV-VIS spektrofotometre ile gerçekleştirilmiştir. Bu tarama sonucunda maksimum absorpsiyonun 510 nm dalga boyunda gerçekleştiği belirlenmiş ve tüm sonraki ölçümlerde bu dalga boyu kullanılmıştır.

Başlangıçta 100 ppm derişiminde hazırlanan stok çözelti, diğer seyreltik çözeltilerin hazırlanmasında referans olarak kullanılmıştır. Her bir çözeltinin pH değerine uygun tampon çözelti kullanılarak, stok çözeltiden çeşitli seyreltmeler gerçekleştirilmiştir. 25 mL'lik balon jodede, sırasıyla 20 ppm, 40 ppm, 60 ppm ve 80 ppm derişimlerinde kalibrasyon çözeltileri hazırlanmıştır. Kalibrasyon grafikleri oluşturulmuştur ve optimum pH değeri 40 ppm'de pH 11 olarak belirlenmiştir.



Şekil 8. Kalibrasyon çözeltileri

3.2.5. Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin) Partiküllerinin Adsorpsiyon Parametrelerinin İncelenmesi

3.2.5.1. Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonuna pH Etkisi

Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonunda pH etkisinin incelenmesi amacıyla, 0,01 gram poli(DVB-2-VP) polimeri tartılarak viallerin içerisine konulmuştur. Daha sonra 40 ppm'lik boyar madde çözeltisinden 10 mL viallerin içerisine ilave edilmiştir. Adsorpsiyon işlemi 24 saat boyunca karanlık bir ortamda gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon işlemi tamamlandıktan sonra,

çözeltiler UV-VIS spektrofotometrede 510 nm dalga boyunda absorbans değerleri ölçülmüştür. Adsorpsiyon kapasitesi ve yüzde giderim miktarı belirlenmiştir.

$$\%Giderim = \frac{C_0 - C_e}{C_e} \times 100$$

C_0 = Başlangıçtaki boyar madde konsantrasyonu (mg/L)

C_e = Çözeltide geriye kalan boyar madde konsantrasyonu (mg/L)

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

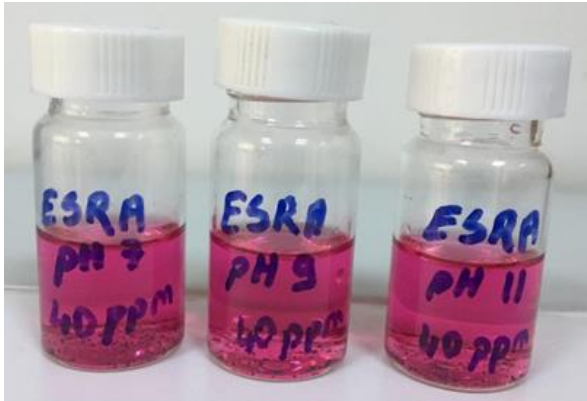
Q_e = Adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

C_0 = Başlangıçtaki boyar madde konsantrasyonu (mg/L)

C_e = Çözeltide geriye kalan boyar madde konsantrasyonu (mg/L)

V = Çözelti hacmi (mL)

m = Polimer miktarı (g)



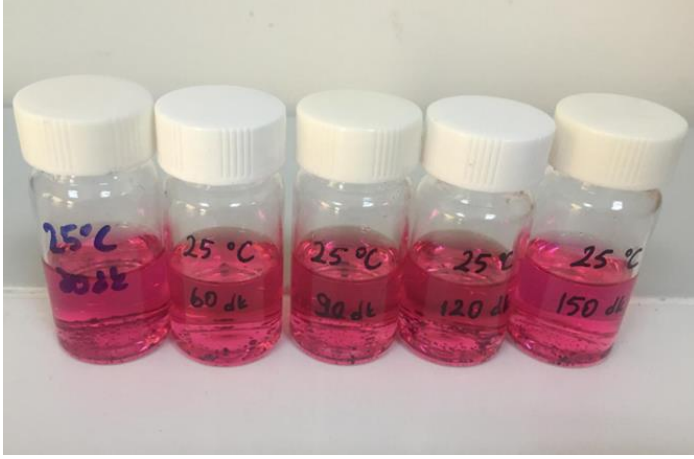
Şekil 9. Adsorpsiyon işleminin gerçekleştirilmesi

3.2.5.2. Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonuna Zamana Bağlı Sıcaklık Etkisi

Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonunun sıcaklık etkisini incelemek amacıyla, 100 ppm'lik stok çözelti ve pH değeri 11 olan tampon çözelti kullanılarak 40 ppm derişiminde boyar madde çözeltisi hazırlanmıştır. Her bir vial içerisine 0,01 gram polimer tartılmış ve hazırlanan boyar madde çözeltisinden 10 mL eklenmiştir. Adsorpsiyonun tamamlanması için çözeltiler 30-60-90-120-150 dakika bekletilmiştir. Çözeltide adsorbe edilmeden kalan boyar madde miktarı, UV-VIS spektrofotometre kullanılarak 510 nm dalga boyunda belirlenmiştir. Deneylerin sonucunda, boyar maddelerin maksimum adsorpsiyon kapasitesi tespit edilmiştir. Tüm deneyler 4, 25 ve 45 °C sıcaklıklarda gerçekleştirilmiştir. 30 dakika aralıklarla absorpsiyon değerleri ölçülmüştür.



Şekil 10. 4 °C'de adsorpsiyona bırakılan çözeltiler



Şekil 11. 25 °C’de adsorpsiyona bırakılan çözeltiler

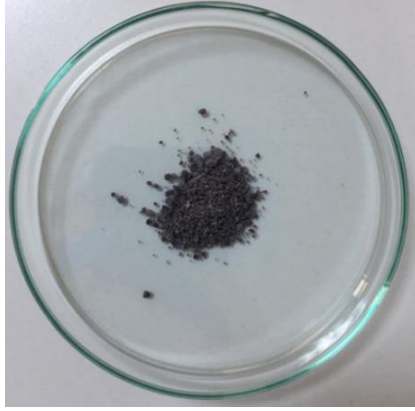


Şekil 12. 45 °C’de adsorpsiyona bırakılan çözeltiler

4. Bulgular ve Tartışma

4.1. Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)-TiO₂ Partikülleri

Poli(DVB-2-VP)-TiO₂ polimer partikülleri şekil 13'te görülmektedir. Çapraz bağlı yapısından dolayı sulu ortamda çözünmezler.

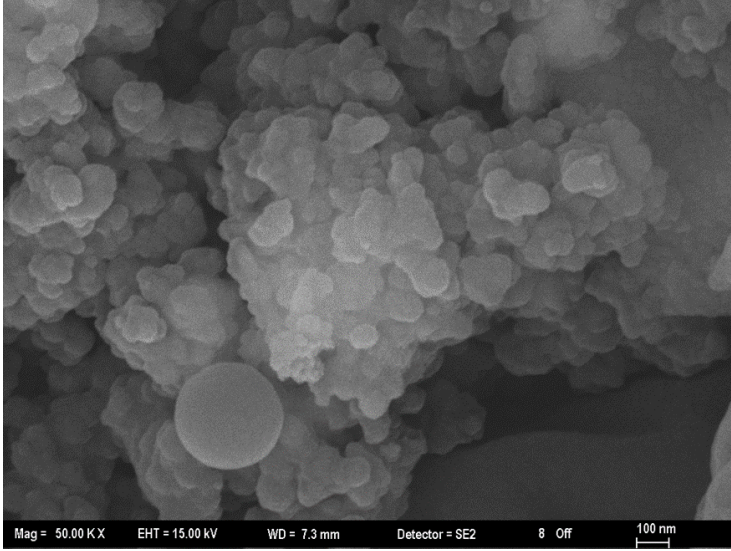


Şekil 13. Poli(DVB-2-VP)-TiO₂ partikülleri

4.2. Poli(Divinil Benzen-2-Vinil Piridin)-TiO₂ Partiküllerinin Karakterizasyonu

4.2.1. SEM Görüntüsü

Sentezlenen polimer partiküllerinin yüzey morfolojisini analiz etmek amacıyla, SEM kullanılarak görüntüler elde edilmiştir.

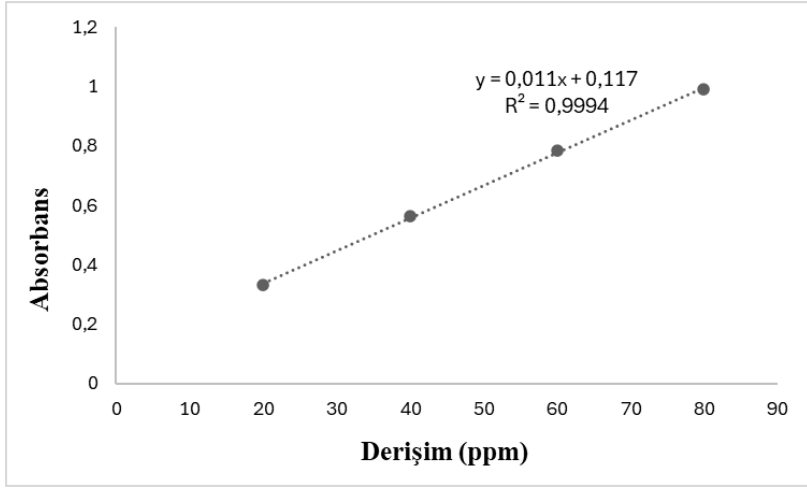


Şekil 14. Poli(DVB-2-VP)-TiO₂ partiküllerinin SEM görüntüsü

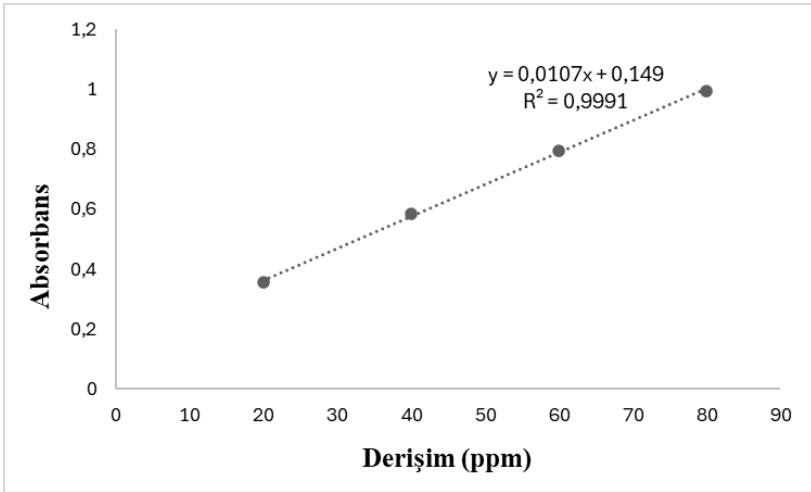
4.3. Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Poli(DVB-2-VP)]-TiO₂ Polimer Partiküller ile Adsorpsiyonu

4.3.1. Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonuna pH Etkisi

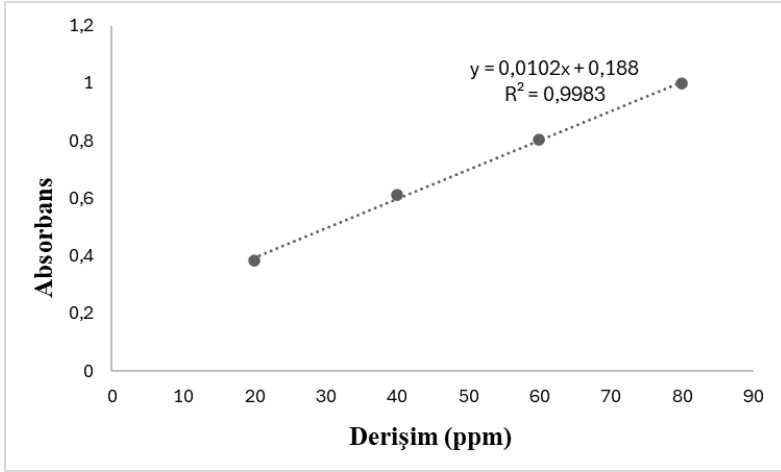
Adsorpsiyon üzerindeki pH etkisi pH 7, 9 ve 11 değerlerinde incelenmiştir. Kalibrasyon grafikleri her bir pH değeri için oluşturulmuştur. Adsorpsiyon kapasitesi ve yüzde giderim miktarı belirlenmiştir.



Grafik 1. pH=7 kalibrasyon grafiği

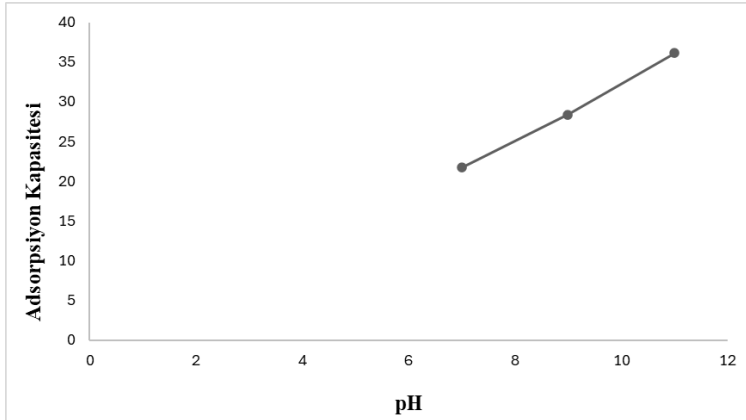


Grafik 2. pH=9 kalibrasyon grafiği



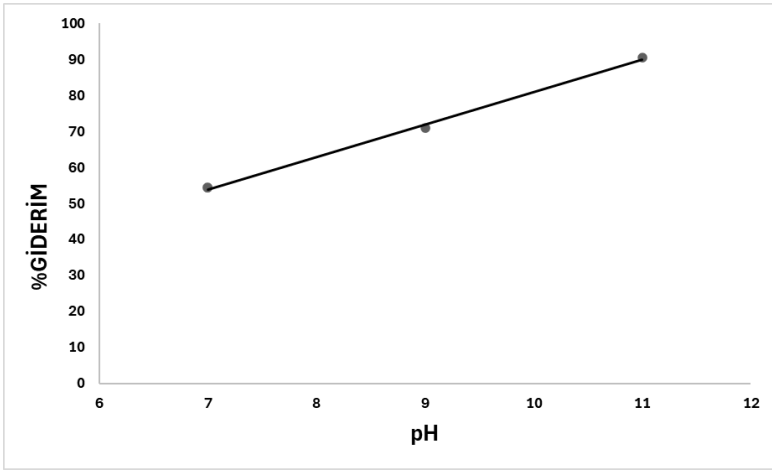
Grafik 3. pH=11 kalibrasyon grafiği

Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonuna pH etkisi grafik 4’te sunulmuştur. pH 11 ortamında 36,17 mg/g ile en yüksek adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmıştır. Buna karşılık, pH 7 ortamında 21,73 mg/g ile en düşük adsorpsiyon kapasitesi elde edilmiştir. Bu sonuçlar, pH değerinin artmasıyla birlikte adsorpsiyon kapasitesinin arttığını göstermektedir.



Grafik 4. Reactive Red 195 boyar madde adsorpsiyonuna pH etkisi (pH-adsorpsiyon kapasitesi grafiği)

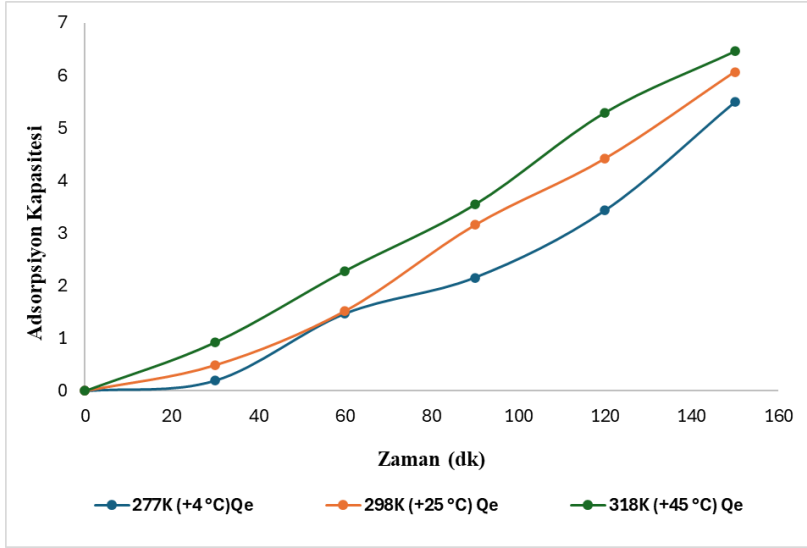
Grafik 5'te sunulan pH-yüzde giderim grafiği, pH değerinin Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonu üzerindeki etkisini incelemektedir. Çalışma sonuçlarına göre, pH 7 ortamında %54,32 ile en düşük giderim miktarına ulaşılmıştır. Buna karşın, pH 11 ortamında %90,41 ile en yüksek giderim miktarı elde edilmiştir. Bu bulgular, pH değerinin artışıyla birlikte adsorpsiyon verimliliğinin belirgin şekilde arttığını göstermektedir.



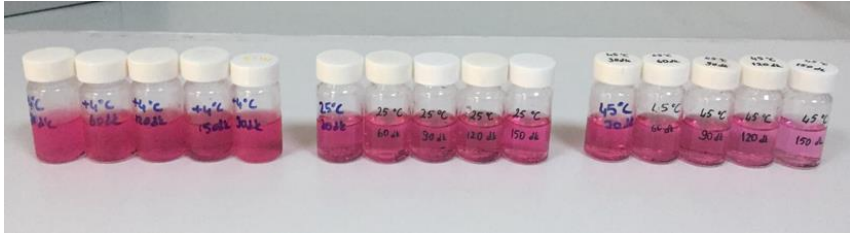
Grafik 5. Reactive Red 195 boyar madde adsorpsiyonuna pH etkisi (pH-yüzde giderim grafiği)

4.3.2. Reactive Red 195 Boyar Maddesinin Adsorpsiyonuna Zamana Bağlı Sıcaklık Etkisi

Polimer partiküller ile Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonuna zamana bağlı sıcaklık etkisi incelenmiştir. 40 ppm boyar madde çözeltisi içerisine 0,01 gram polimer eklenmiş ve 4, 25 ve 45 °C'de 30 dakika aralıklarla bekletilmiştir. Belirlenen sürelerde UV-VIS spektrofotometre kullanılarak ölçümler gerçekleştirilmiş ve adsorpsiyon kapasitesi hesaplanmıştır. Sıcaklığın artması ile adsorpsiyon kapasitesinin arttığı belirlenmiştir.



Grafik 6. Reactive Red 195 boyar madde adsorpsiyonuna sıcaklık-zaman etkisi



Şekil 15. 4, 25 ve 45 °C'de adsorpsiyon sonundaki çözeltiler

5. Sonuç

Manyetik ve fotokatalitik özellikler gösteren polimer partikülleri, Titanyum Dioksit ve Baryum Ferrit içeren süspansiyon polimerizasyonu yöntemiyle çapraz bağlı mikro partiküller olarak sentezlenmiştir. Sentezi yapılan bu polimer partiküllerinin yüzey morfolojileri, Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) kullanılarak detaylı bir şekilde karakterize edilmiştir. Elde edilen sonuçlar,

polimerlerin mikro boyutlarda ve küresel forma yakın olduğunu göstermektedir.

Manyetik ve fotokatalitik özelliklere sahip polimer matrisli poli(DVB-2-VP)-TiO₂ partikülleri, Reactive Red 195 boyar maddesinin adsorpsiyonunu gerçekleştirmek için sentezlenmiş ve karakterize edilmiştir. Polimerin adsorpsiyon kapasitesini belirlemek için pH ve sıcaklık parametreleri detaylı bir şekilde incelenmiştir. pH etkisini değerlendirmek amacıyla pH 7, 9 ve 11 değerlerine sahip çözeltiler hazırlanarak deneyler gerçekleştirilmiştir. Yapılan deneyler sonucunda, maksimum adsorpsiyonun pH 11’de %90,41 giderim ile meydana geldiği tespit edilmiştir. Adsorpsiyon üzerine sıcaklığın etkisini belirlemek için ise 4, 25 ve 45 °C’de deneyler gerçekleştirilmiş ve en yüksek adsorpsiyon kapasitesinin 45 °C’de elde edildiği belirlenmiştir.

Kaynakça

Aksakal, Ö., Uçun, H. (2010). Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of the biosorption of textile dye (Reactive Red 195) onto *Pinus sylvestris* L.. Journal of Hazardous Materials, 181 (1-3), 666-672.

Belessi, V., Romanos, G., Boukos, N., Lambropouloud, D., Trapalis, C. (2009). Removal of Reactive Red 195 from aqueous solutions by adsorption on the surface of TiO₂ nanoparticles. Journal of Hazardous Materials, 170, 836–844.

Benkhayaa, S., M' rabetb, S., Harf, A. E. (2020). A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. Inorganic Chemistry Communications, 115, 10789.

Chaudhary, V., Sharma, S. (2019). Suspension polymerization technique: parameters affecting polymer properties and application in oxidation reactions. Journal of Polymer Research, 26 (5). <https://doi.org/10.1007/s10965-019-1767-8>

Çapar, G., Yetiş, Ü., Yılmaz, L. (2004). Halı Boyama Atık Sularının Membran Prosesleri ile Arıtımı. SKKD, 14 (2), 9-15

Gürses, A., Açıkyıldız, M., Güneş, K., Gürses M. S. (2016b). Classification of Dye and Pigments. 31–45. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33892-7_3

Gürses, A., Açıkyıldız, M., Güneş, K., Gürses, M. S. (2016a). Dyes and Pigments: Their Structure and Properties. 13–29. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33892-7_2

Hu, H., Xu, K. (2020). Physicochemical technologies for HRP and risk control. High Risk Pollutants in Wastewater, 169–207. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-816448-8.00008-3>

Kocaer, F. O., Alkan, U. (2002). Boyar Madde İçeren Tekstil Atık Sularının Arıtım Alternatifleri. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, (7) 1, 47-55.

Lia, W., Mua, B., Yang, Y. (2019). Feasibility of industrial-scale treatment of dye wastewater via bioadsorption technology. Bioresource Technology, 277, 157–170.

Naim, M. M., El Abd, Y. M. (2006). REMOVAL AND RECOVERY OF DYESTUFFS FROM DYEING WASTEWATERS. Separation and Purification Methods, 31 (1), 171-228. <https://doi.org/10.1081/SPM-120006116>

Namal, O. Ö. (2017). Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımında Kullanılan Proseslerin Araştırılması. Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi, Cilt 6, 388-396.

Nidheesh, P. V., Divyapriya, G., Titchou, F. E., Hamdani, M. (2022). Treatment of textile wastewater by sulfate radical based advanced oxidation processes. Separation and Purification Technology, 293, 121115.

Özel, S., Kara, A. (2018). Manyetik ve Fotokatalitik Özelliği Olan Poli- Fonksiyonel Mikrokürelere Sentetik Reaktif Mavi 221 (RB221) Boyarmaddesinin Adsorpsiyonu ve Fizikokimyasal Parametrelerin İncelenmesi. International Journal of Life Sciences and Biotechnology, 1 (2), 84-95.

Rápó, E., Tonk, S. (2021). Factors Affecting Synthetic Dye Adsorption; Desorption Studies: A Review of Results from the Last Five Years (2017–2021). Molecules, 26(17), 5419. <https://doi.org/10.3390/molecules26175419>

Saçak, M. (2005). Polimer Teknolojisi. Gazi Kitabevi.

Shah, M. (2014). Effective Treatment Systems for Azo Dye Degradation: A Joint Venture between Physico-Chemical & Microbiological Process. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2 (5), 231-242.

Sharma, M., Tyagi, V. V., Chopra, K., Kothari, R., Singh, H. M., Pandey A. K. (2023). Advancement in solar energy-based technologies for sustainable treatment of textile wastewater: Reuse, recovery and current perspectives. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104241.

Srinivasan, A., Viraraghava, T. (2010). Decolorization of dye wastewaters by biosorbents: A review. *Journal of Environmental Management*, 91 (10), 1915-1929. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.05.003>

Tehrani-Bagha, A. R., Mahmoodi, N. M., Menger, F. M. (2010). Degradation of a persistent organic dye from colored textile wastewater by ozonation. *Desalination*, 260 (1-3), 34-38.

Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., Ang, H. M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209, 172–184. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2014.04.002>

