

İTÜ



İTÜ DERGİSİ



İTÜ Çevre, İklim ve
Sürdürülebilirlik

İÇİNDEKİLER

Makale Adı	Makale Türü	Yazarlar	Sayfa Numarası
1. Türkiye'de Kentsel Su Dağıtım Şebekelerinde İdari Su Kayıplarının Değerlendirilmesi	Araştırma Makalesi	Tuğba AKDENİZ, Habib MUHAMMETOĞLU	1-6
2. Ekosistem Hizmetlerinin Sağladığı Doğal Sermaye	Derleme Makale	Büşra ÇİÇEKALAN, Hale ÖZGÜN, İzzet ÖZTÜRK	7-16
3. İstanbul Boğazi'nda Petrol Kirliliği Yayılımının Modellenmesi	Araştırma Makalesi	Şehriban SAÇU, Olgay ŞEN, Tarkan ERDİK, İzzet ÖZTÜRK	17-24
4. En İyi Yönetim Uygulamalarının Pestisit Kirliliğinin Kontrolünde Kullanımı	Araştırma Makalesi	Fatma Nihan DOĞAN, Mahmut Ekrem KARPUZCU	25-32
5. Termal Deşarjların Deniz Ortamında 3 Boyutlu Hidrotermal Modellemesi ve Çevresel Etkileri	Araştırma Makalesi	Olgay ŞEN, Şehriban SAÇU, Elif Zeynep DENERİ, Tarkan ERDİK, İzzet ÖZTÜRK	33-46
6. Hibrit Biyofilm Aktif Çamur Sistemleri ile Kentsel Atıksulardan Organik Karbon, Azot ve Fosfor Giderimi: Yenilikçi Hibrit Biyofilm Reaktör Sistemi	Derleme Makale	Hayrettin Güçlü İNSEL, Didem GÜVEN, Dilşad SOYLU, Gökşin ÖZYILDIZ, Gülsüm Emel ZENGİN BALCI, Emine ÇOKGÖR	47-54

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Türkiye'de Kentsel Su Dağıtım Şebekelerinde İdari Su Kayıplarının Değerlendirilmesi

Tuğba AKDENİZ¹, Habib MUHAMMETOĞLU²

Yazışma yazarı:

Tuğba AKDENİZ,

tugbaakdeniz78@gmail.com

¹ASAT Genel Müdürlüğü, SCADA Şube Müdürlüğü, Antalya, Türkiye. ORCID: 0000-0003-4013-2457²Akdeniz Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Müh. Böl. Antalya, Türkiye. ORCID: 0000-0002-3725-1052

Referans:

Akdeniz, T. ve Muhammetoğlu, H. (2023), Türkiye'de Kentsel Su Dağıtım Şebekelerinde İdari Su Kayıplarının Değerlendirilmesi, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24(1) 1-6,

Makale Gönderimi : 16 EYLÜL 2022

Online Kabul : 09 ARALIK 2022

Online Basım : 10 ARALIK 2022

Özet Ülkemizde; idari su kayıpları genellikle ihmal edilmekte ve fiziki su kayıplarına daha fazla önem verilmektedir. Ancak, idari su kayıplarının tespiti ve yönetimi fiziki kayıplara göre daha kolaydır. Ayrıca; idari su kayıplarının azaltılmasının geri ödeme süresi kısa olup elde edilecek ekonomik kazançların hızlı bir şekilde görülmesi mümkündür. Bu çalışmada, Türkiye'nin belli başlı Büyükşehir Belediyeleri'nin standart su dengesi tabloları (SSD) bir araya getirilerek analiz edilmiştir. İdari su kayıplarının bileşenlerini tahmin etmek konusunda belediyelerin büyük farklılıklar gösterdiği tespit edilmiştir. Genel olarak, su yetkilileri, idari su kayıplarının ana bileşenler olan izinsiz tüketim ve sayaç hatalarını göz ardı etmektedir. Ancak fatura kayıtlarının saha etütleri, sayaç ölçüm hatalarının ise laboratuvar ölçümleri ile analiz edilmesi durumunda bu bileşenler kolay bir şekilde belirlenebilir. Su idareleri tarafından bu iki bileşenin doğru tahmini kısa vadede ekonomik kazanç sağlayacak olup doğru bir şekilde belirlenebilmesi için daha fazla çaba gösterilmelidir. Ayrıca, idari su kayıplarının tahminindeki hatalar, fiziki su kayıplarının hesaplanmasında da hatalara yol açmaktadır. Bu nedenle, idari su kayıpları bileşenlerinin ve su dengesinin diğer bileşenlerinin doğruluğu büyük önem kazanmaktadır.

Anahtar Kelimeler: İçmesuyu şebekeleri, su kayıpları, idari su kayıpları, gelir getirmeyen su (GGS)

Evaluation of Apparent Water Losses in Urban Water Distribution Networks in Turkey

Abstract Apparent water losses are usually neglected and higher attention is usually given to physical water losses. However, apparent water losses are easier to detect and manage compared to physical water losses. Also, the back payment period of apparent water losses reduction is short and thus it is economically visible. In this study, the standard water balance tables of the main Metropolitan Municipalities of Turkey are collected and analysed. It was found that the municipalities have wide variations in estimating the components of apparent water losses. In general, the water authorities underestimate the main components of apparent water losses namely i. Unauthorized Consumption and ii) Metering inaccuracies. Better efforts should be done to estimate these two components such as field survey, bill records analyses and lab measurement of the meter measurement inaccuracy. In this respect, errors in estimating apparent water losses lead to errors in calculating physical water losses. Therefore, the accuracy of apparent water losses components and the other components of SWB gain at most importance.

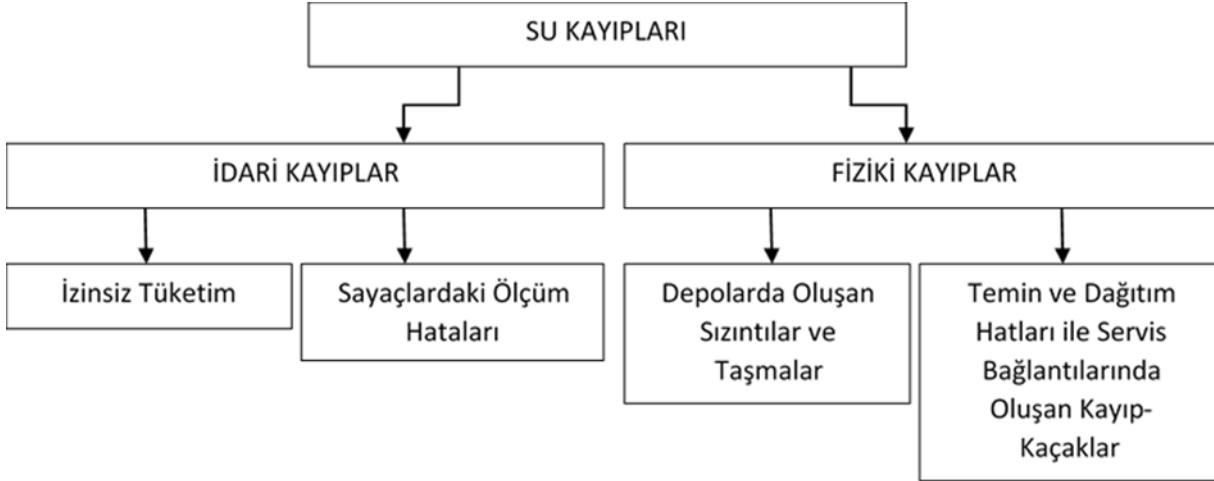
Keywords: Drinking water networks, water losses, apparent losses, non-revenue water (NRW)

1. Giriş

Dünyada birçok su şirketinin karşı karşıya olduğu en büyük zorluklardan biri, içme suyu şebekelerinde oluşan yüksek seviyedeki su kayıplarıdır. İçme suyu şebekelerinde oluşan su kayıpları idari ve fiziki kayıplardan oluşmaktadır (Şekil 1). Fiziki kayıplar; su temin ve dağıtım hatları ile servis bağlantılarında oluşan kayıp-kaçaklar ile depolarda meydana gelen kaçak ve taşmalardan kaynaklanmaktadır.

İdari kayıplar ise tüketilen ancak parası ödenmeyen su ile ilgili olup müşteri sayaç hatası, sayaç okuma hatası, yetkisiz tüketim (hırsızlık, sayaç baypas, yasadışı bağlantılar, yangın hidrantlarının uygunsuz kullanımı vb.) ile veri işleme ve faturalandırma hataları (Rizzo vd. 2007; AWWA 2009; Fanner vd. 2007) olmak üzere dört ana bileşenden oluşmaktadır.

İdari kayıplar, su idareleri için kayda değer miktarda gelir kaybına neden olmaktadır. Bu sorun, gelişmekte olan ülkelerin içme suyu şebekelerinde daha belirgindir.



Şekil 1. İçme suyu şebekelerinde oluşan su kayıpları.

Su kayıpları (idari ve fiziki kayıplar) ile faturalandırılmamış izinli tüketimden oluşmakta olan gelir getirmeyen su (GGS); Uluslararası Su Birliği (IWA) standart su dengesi ve ülkemizde uygulanmakta olan su kayıpları yönetmeliğine göre sisteme giren su (SGS) ile faturalandırılmış izinli tüketim arasındaki farktır (Lambert ve Hirner 2000).

Kingdom vd. (2006) tarafından gerçekleştirilen çalışmaya göre; gelişmekte olan ülkelerde abonelere ulaştırılan 30 L/gün suyun bedeli illegal kullanım, sayaç ölçüm hataları vb. nedenler ile tahsil edilememektedir. Böylece, gelişmekte olan ülkelere idari kayıplar nedeniyle yılda yaklaşık 3 milyar dolar gelir kaybı olduğu tahmin edilmektedir. Ayrıca çalışmada; oluşan gelir kaybı nedeni ile kamu hizmetlerinin finansal kaynaklarının kısıtlandığı ve bu durumun özellikle yoksullar için gerekli hizmetlerin gerçekleştirilmesini engellediği değerlendirilmektedir.

Avrupa, Avustralya ve Kuzey Amerika'nın gelişmiş kıtalarında son on yılda gerçekleştirilen araştırmaların çoğunda ise esas olarak su kayıplarının fiziki kayıp (sızıntılar ve depo taşmaları) bileşenine odaklanılmıştır (Lambert vd. 1999; McKenzie ve Seago 2005; Fanner vd. 2007).

Su kayıplarının değerlendirilmesinde yeterli veri ve uygun bir metodolojinin yokluğunda, çoğu gelişmiş ülke varsayılan değerleri veya temel kuralları kullanmaktadır. Örneğin, illegal kullanım, sisteme giren su miktarının %0,5'i veya faturalandırılmamış ölçülmemiş kullanım, faturalandırılmış ölçülmüş kullanımın %2'si olarak hesaplanır. Bu durum, iyi yönetilen şebekeler için idari su kayıpları bileşenlerinin hesaplamasında en düşük değerler olma eğilimindedir (Seago vd. 2007). BENCHLEAK modelinde GGS bileşenleri hesaplanırken idari kayıplar, toplam su kayıplarının %20'si olarak kabul edilmektedir (McKenzie ve Seago 2005, Seago ve McKenzie 2007). AWWA (2009) tarafından ise illegal kullanım değerinin; sisteme giren su miktarının %0,25'i olarak kullanılması önerilmektedir. Ancak, bu kabuller sorunlu ve kötü yönetilen içme suyu şebekelerine sahip gelişmekte olan ülkeler için uygun/yeterli olmamaktadır.

2. Metod

Ülkemizde yürürlükte olan Standart Su Dengesi (SSD) Türkiye'deki tüm su idareleri ve belediyeler tarafından yapılmalıdır (SKKY 2019). Ülkemizde toplam 30 adet Büyükşehir, 51 adet İl Belediyesi ve 922 adet İlçe Belediyesi bulunmaktadır (İB 2022). Büyükşehir belediyelerinin su ve atıksu sistemlerinin yönetiminden sorumlu su ve atıksu idareleri vardır.

Ülkemizde yürürlükte olan mevzuatta belirtilen standart su dengesi, IWA/AWWA tarafından önerilene benzer olup ana borular ile abone bağlantılarında kaynaklanan kaçaklar tek bir bileşende gösterilmektedir (Şekil 2).

2.1 Standart su dengesi bileşenlerindeki belirsizlikler

Türkiye'deki birçok belediye ve su idaresi, SSD bileşenlerini tahmin etmekte zorluklarla karşılaşmaktadır. Ancak; sisteme giren su miktarı ve izinli su tüketimi ölçülürse standart su dengesi tablosu Şekil 3'te sunulduğu şekilde daha basit hale gelecektir. Şekil 3'de sadece kırmızı renkli bileşenler doğrudan ölçülmekte olup değerlendirilmeleri gerekmektedir.

Yine de, sisteme giren su ve izinli tüketim miktarlarının ölçüm hassasiyeti ve doğruluğu, standart su dengesinin tahmininde ihtiyaç duyulan idari ve fiziki su kayıp bileşenlerini etkiler. Şekil 1, fiziki su kayıplarının; toplam su kayıplarından idari su kayıplarının çıkarılmasıyla belirlendiğini göstermiştir. Dolayısıyla, idari su kayıplarındaki hatalar, fiziki su kayıplarında da yanlışlıklara yol açmaktadır. Böyle bir sorunun üstesinden gelebilmek için fiziki su kayıpları, minimum gece debisi (MNF) ölçümlerine göre kontrol edilmelidir. Bununla birlikte, MNF'yi kullanırken, özellikle turistik alanlarda, endüstriyel alanlarda ve yerel depolama tanklarının (bina su deposu vb.) bulunduğu alanlarda ölçülen minimum gece debisinin sızıntı değil normal tüketimlerden kaynaklanabileceği göz ardı edilmemelidir. Sonuç olarak, MNF'nin su kayıp ve kaçaklarından oluşan kısmını tahmin etmek zordur. Otomatik Sayaç Okuma (AMR) sistemlerinin kullanımı, MNF'nin su

kayıp/kaçaklarından ve gerçek su kullanımdan kaynaklı miktarlarının belirlenmesini sağlar.

(1) Sisteme Giren Su Miktarı	(10) İzinli Tüketim	(4) Faturalandırılmış İzinli Su Tüketimi	(2)Faturalandırılmış Ölçülmüş Kullanım	(5) Gelir Getiren Su Miktarı	
			(3)Faturalandırılmış Ölçülmemiş Kullanım		
		(9) Faturalandırılmamış İzinli Su Tüketimi	(7)Faturalandırılmamış Ölçülmüş Kullanım	(6) Gelir Getirmeyen Su Miktarı (GGS)	
		(8)Faturalandırılmamış Ölçülmemiş Kullanım			
	(11) Su Kayıpları	(14) İdari Kayıplar	(12)İzinsiz Tüketim		
			(13)Sayaçlardaki Ölçüm Hataları		
(15) Fiziki Kayıplar		(17)Temin ve Dağıtım Hatları ile Servis Bağlantılarında Oluşan Kayıp-Kaçaklar			
		(16)Depolarda Meydana Gelen Kaçak ve Taşmalar			

Şekil 2. Hesaplama adımlarını içeren Standart Su Dengesi tablosu (SKKY 2019).

Sisteme giren su ve izinli tüketim miktarlarının ölçüm doğrulukları standart su dengesi tablosunun diğer bileşenlerini de etkiler. Ayrıca, Şekil 2 ve 3, toplam su kaybı seviyesinin faturalandırılmamış izinli tüketimden etkilendiğini göstermektedir. İzinsiz su tüketimi; yangın hidrantları, sokakların yıkanması, suyun ücretsiz verildiği yerlerden ve birçok durumda umumi parklar, mezarlıklar, umumi tuvaletler ve camiler için tüketilen suların oluşmaktadır. Her ne kadar su kayıpları mevzuatında “Bütün tüketim noktalarının abonelik işlemlerinin yapılması ve faturalandırılmayan aboneler dâhil bütün abone noktalarına mutlaka tüketim profiline uygun çap ve özellikte sayaç takılması sağlanır.” ve “Faturalandırılmayan aboneler dâhil bütün sayaçlar düzenli olarak okunur.” denilse de bahsi geçen yerlerin çoğu genellikle ölçülmemektedir. Düzenli bir şekilde sayaçlandırma ve okuma yapılmadığı durumda izinsiz su tüketim miktarını tahmin etmek oldukça zordur. Yakın zamanda gerçekleştirilen bir çalışma kapsamında; Covid 19 pandemisi nedeni ile kapanma olan dönemlerde bile halka açık yerlerin çoğunda yüksek su tüketimi olduğu göstermiştir (Muhammetoğlu ve Muhammetoğlu vd. 2020, Muhammetoğlu 2022).

Tablolarının hazırlanarak her yıl Şubat ayı sonuna kadar ilgili Bakanlığa gönderilmesi ve en az 1 yıl süre ile idarenin internet sitesinde yayımlanması zorunludur.

Sisteme Giren Su Miktarı	İzinli Tüketim	Faturalandırılmış İzinli Su Tüketimi	Gelir Getiren Su Miktarı	
		Faturalandırılmamış İzinli Su Tüketimi		
	Su Kayıpları	İdari Kayıplar	İzinsiz Tüketim Sayaçlardaki Ölçüm Hataları	Gelir Getirmeyen Su Miktarı (GGS)
		Fiziki Kayıplar	Temin ve Dağıtım Hatları ile Servis Bağlantılarında Oluşan Kayıp-Kaçaklar Depolarda Meydana Gelen Kaçak ve Taşmalar	

Şekil 3. Sisteme giren su miktarı ve izinli tüketim ölçüldüğünde standart su dengesi tablosu.

2.2 Türkiye’de idari su kayıpları

Ülkemizde, 2022 yılı itibari ile toplam 30 adet büyükşehir belediyesi ve bağlı su kuruluşu bulunmaktadır. 2012 yılında çıkarılan 6360 sayılı yasayla, büyükşehir belediyelerinin sorumluluk alanları il mülki sınırlarına genişletilerek bağlı ilçelerin tamamı büyükşehir yetki sahasına alınmıştır.

2014 yılında Tarım Orman ve Bakanlığı tarafından “İçme Suyu Temin ve Dağıtım Sistemlerindeki Su Kayıplarının Kontrolü” yönetmeliği yayımlanmış ve 31.08.2019 tarih ve 30874 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan değişiklik ile “Büyükşehir ve il belediyeleri su kayıplarını 2023 yılına kadar en fazla %30, 2028 yılına kadar ise en fazla %25 düzeyine; diğer belediyeler su kayıplarını 2023 yılına kadar en fazla %35, 2028 yılına kadar en fazla %30, 2033 yılına kadar ise en fazla %25 düzeyine indirmekle yükümlü oldukları” belirtilmiştir (SKKY 2019). Ayrıca yönetmeliğe göre; su kuruluşları tarafından Su Dengesi

Türkiye’de büyükşehir su kanal idareleri/kuruluşları (SUKİ) tarafından hazırlanan ve ilgili idare internet sayfalarında yayımlanan su dengesi tabloları Çizelge 1’de sunulmaktadır. Bazı SUKİ’ler tarafından su dengesi tablosu yayımlanmamış ya da güncel değildir. Çizelge 1’de eksik alanlar bu nedenle boş bırakılmış ya da ilgili yıl bilgisi belirtilmiştir.

Çizelge 1, Büyükşehir belediyelerinin su idarelerinin, yaklaşık %23 ila %50’nin üzerinde farklı gelir getirmeyen su (GGS) seviyeleri bildirdiğini göstermektedir. GGS yüzdeleri ise genel olarak yüksektir. Ayrıca toplam su kayıpları genel olarak Türk mevzuatında belirtilen üst sınır olan %25’in üzerindedir. İdari su kayıpları başta “izinsiz kullanım” ve “sayaç hataları” olmak üzere su idareleri arasında çok büyük farklılıklar göstermektedir. Bu durumun ana sebebi, söz konusu parametrelerin kabaca tahmin

edilmesidir. Bu nedenle, Su kuruluşları tarafından idari su kayıplarının bileşenlerinin daha iyi tahmin edilmesi için çaba gösterilmelidir. İzinsiz kullanım kullanımlar; arazi çalışmaları, saha incelemeleri ve su faturası analizleri tespit edilebilir. Ayrıca; laboratuvar analizleri ve uygun test standartları ile de sayaç hatalarının araştırılması mümkündür. Sayaç hatalarının sıfır olabilmesi pratikte mümkün değildir ve çoğu durumda abone su sayaçları tarafından ölçülmeyen küçük kaçaklar nedeniyle tahmin edilenden çok daha yüksektir. Önemli bir diğer nokta ise daha önce de açıklandığı gibi su idareleri tarafından hazırlanan SSD tablolarının birçok belirsizliğe sahip olmasıdır. Ayrıca, su kayıplarının yüzde olarak ifade edilmesinin sisteme giren su miktarından etkilendiği için iyi bir performans göstergesi değildir. Buna göre tüketime bağlı sisteme giren su miktarı arttıkça yüzdesel olarak su kayıpları azalmaktadır. Bu nedenle, yüzdelerin kullanımı yanıltıcı olup IWA tarafından da tavsiye edilen Altyapı Kaçak Endeksi (ILI) gibi performans göstergeleri kullanılmalıdır.

3. İdari Su Kayıplarını Etkileyen Faktörler

İdari su kayıpları, Şekil 3'te gösterildiği gibi (i) ölçüm hatası, (ii) illegal su tüketimi, (iii) veri işleme hataları ve (iv) veri analiz hataları olmak üzere dört faktörden etkilenir. Uzaktan okunmalı sayaçların kullanılması veri işleme ve veri analizlerinden kaynaklanan hataları azaltır. Yine de özellikle faturalandırılmamış izinsiz tüketim açısından yetkili makamlarda kayıtlı olmayan sayaçlara rastlamak mümkündür. Ayrıca, faturalandırılmamış izinsiz tüketimin belirlenmesi amacı ile takılmış olan sayaçlar düzenli okunmamakta ve faturalandırılmamış izinsiz tüketim değeri kabaca tahmin edilmektedir.

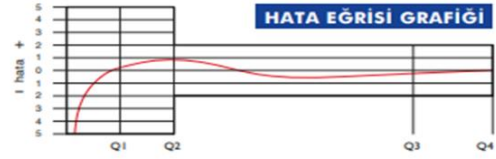


Şekil 3. İdari su kayıplarını etkileyen dört faktör.

3.1 Ölçüm hassasiyeti

Abone sayaçlarının ölçüm hassasiyeti; sayaç yaşı, sayaç tipi, sayaç boyutu, sayaç montajı, su kullanım profili ve su kalitesi gibi pek çok faktörden etkilenmektedir. Su kullanım profilinin sayaç hassasiyetlerine etkisi Şekil 4'de gösterilmekte olup sayaç hassasiyetlerinin üretici firma tarafından belirlenen aralıktaki debilerde iyi olduğu görülmektedir. 20 mm boyutundaki volumetrik bir abone sayacının karakteristik debi değerleri Şekil 5'de sunulmaktadır. Söz konusu veriler ortak olarak değerlendirildiğinde, sayaç hassasiyetinin en yüksek olduğu aralığın geçiş debisi (Q2) ile sürekli debi (Q3) arasında olduğu görülmektedir. Ancak, akış hızı minimum akış hızının (Q1) altında ve maksimum akış hızının (Q4) üzerinde olduğunda doğruluk seviyesi büyük ölçüde düşer. En önemli nokta, 12 L/sa'nın altındaki debilerde sayaçların çoğu, özellikle sayaç boyutu gereğinden büyük ise ve ayrıca sayaç eski ve su kalitesi iyi değilse (sert veya su kalitesi iyi değilse, askıda katı maddeler miktarı yüksek vb.) hareket etmeye başlamamasıdır. Muhammetoğlu'nun yakın tarihli bir çalışmasında gösterildiği gibi, sayaç sonrası iç tesisatlarda (musluk, vana, tuvalet armatürleri vb.) oluşan düşük debili ve sürekli kaçaklar olduğunda, sayaçlardan ölçülmeden çok fazla su kaybedilmektedir (Muhammetoğlu ve Muhammetoğlu vd. 2020,

Muhammetoğlu 2022).



Şekil 4. Sayaçtan geçen debiye bağlı olarak sayaç hassasiyetleri.

PERFORMANS ÖZELLİKLERİ

Sürekli Debi	Q3	(m ³ /h)	: 2.5
Aşırı Yükleme Debi	Q4	(m ³ /h)	: 3.125
Geçiş Debi	Q2	(m ³ /h)	: 0.020
Minimum Debi	Q1	(m ³ /h)	: 0.0125
İlk Hareket Debi	Qi	(l/h)	: 1

Şekil 5. 20 mm boyutundaki hacim esaslı bir abone sayacının karakteristik debi değerleri.

Başta Akdeniz ve Ege Denizi'nin güneşli iklimlerinde olmak üzere Türkiye'nin tamamında gün ısı sistemleri kullanılmaktadır (Şekil 6). Gün ısı sistemlerinde su tankına giren su debisi oldukça düşük olup sayaç ölçüm hassasiyetinin altında kalmaktadır. Bu durum, idari su kayıplarında artışa neden olmaktadır.



Şekil 6. Sayaç hassasiyetini düşüren güneş panel sistemleri.

Abone sayaçlarının ölçüm hassasiyetleri büyük ölçüde abonelerin su tüketim profillerine bağlıdır. Bu nedenle, sayaç hassasiyeti çalışmaları daha gerçekçi sonuçlar elde edilmesine olanak sağlar. Bunun mümkün olmadığı durumlarda ise Şekil 7'de sunulan laboratuvar sayaç test stantlarının kullanılması mümkündür.



Şekil 7. Laboratuvar ölçekli sayaç test sistemi düzeneği.

Çizelge 1. Türkiye’de SUKİ’ler tarafından yayımlanmış su dengesi tabloları.

Belediye/Su Kuruluşu	YIL	Birim	Sisteme Giren Su	İzinli Su Tüketimi	Faturalandırılmamış İzinli Su Tüketimi	Toplam Su Kayıpları	İdari Kayıplar		Fiziki Kayıplar		Gelir Getirmeyen Su Miktarı
							İzinsiz Tüketim	Sayaç Hatası	İletim- dağıtım hattından	Depolardan	
İSKİ	2019	m ³ /yıl	1.061.769.837,00	824.878.264,00	11.717.587,00	236.891.573,00	0,00	24.394.820,00	211.094.753,00	1.402.000,00	248.609.160,00
		%	100,00	77,70	1,10	22,30	0,00	2,30	19,90	0,10	23,40
ASKİ- ANKARA	2020	m ³ /yıl	507.518.352,00	316.664.023,00	928.286,00	190.854.329,00	542.960,00	17.893.400,00	175.631.064,00	2.044.875,00	191.782.615,00
		%	100,00	62,39	0,17	37,61		4,00	34,97	0,40	37,79
İZSU (11 Merkez İlçe)	2021	m ³ /yıl	217.889.896,00	156.783.918,00	862.078,00	61.105.978,00	105.796,00	3.182.674,00	57.014.508,00	803.000,00	61.968.056,00
		%	100,00	71,96	0,40	28,04	0,05	1,46	26,16	0,37	28,44
İZSU (Aliğa)	2021	m ³ /yıl	4.836.192,00	3.769.989,00	58.842,00	1.066.203,00	6.612,00	0,00	1.059.591,00	0,00	1.125.045,00
		%	100,00	78,00	1,20	22,00	0,10	0,00	21,90	0,00	23,30
İZSU (Bayındır)	2021	m ³ /yıl	810.254,00	731.118,00	39.068,00	79.136,00	3.854,00	0,00	68.732,00	6.550,00	118.204,00
		%	100,00	90,23	4,82	9,77	0,47	0,00	8,48	0,80	14,58
ASKİ ADANA	2021	m ³ /yıl	155.166.877,00	101.403.451,00	10.952.407,00	53.763.426,00	20.729.964,00	15.117.245,00	17.838.633,00	77.584,00	64.715.833,00
		%	100,00	65,35	7,06	34,65	13,36	9,74	11,50	0,05	41,71
KASKİ (5 Merkez İlçe)	2021	m ³ /yıl	94.565.848,00	74.591.030,00	14.795.758,00	19.974.818,00	2.836.975,00	3.020.308,00	11.907.535,00	2.210.000,00	34.770.576,00
		%	100,00	78,90	15,60	21,10	3,00	3,20	12,60	2,30	36,80
KASKİ (11 İlçe)	2021	m ³ /yıl	14.046.956,00	9.331.364,00	2.500.156,00	4.715.592,00	561.878,00	204.936,00	3.948.778,00	0,00	7.215.748,00
		%	100,00	66,40	17,80	33,60	4,00	1,50	28,10	0,00	51,40
DİSKİ (Tüm)	2018	m ³ /yıl	84.086.364,00	49.529.898,00	6.736.630,00	34.556.466,00	19.255.777,00	1.849.900,00	10.087.334,00	3.363.455,00	41.293.096,00
		%	100,00	58,90	8,00	41,10	22,90	2,20	12,00	4,00	49,10
ŞASKİ(Tüm)	2021	m ³ /yıl	223.160.000,00	137.572.500,00	29.898.000,00	85.587.500,00	9.470.000,00	11.500.000,00	39.117.500,00	25.500.000,00	115.485.499,00
		%	100,00	61,65	13,40	38,25	4,24	5,15	17,53	11,43	51,75
ESKİ-ESKİŞEHİR	2018	m ³ /yıl	45.936.327,00	34.350.135,00	3.752.279,00	11.586.192,00	212.442,00	88.287,00	11.285.463,00		15.338.471,00
		%	100,00	74,80	8,20	25,20	0,50	0,20	24,60		33,40
KOSKİ(Tüm)	2021	m ³ /yıl	123.310.002,00	90.101.569,00	10.979.221,00	33.208.433,00	1.233.100,00	7.415.369,00	22.404.964,00	2.155.000,00	44.187.654,00
		%	100,00	73,10	8,90	26,90	1,00	6,00	18,20	1,70	35,80
KIRIKKALE BELD	2013	m ³ /yıl	13.594.744,00	9.652.268,00	2.175.159,00	3.942.476,00	203.921,00	203.921,00	1.767.316,00	1.767.316,00	6.117.635,00
		%	100,00	71,00	16,00	29,00	1,50	1,50	13,00	13,00	45,00
DİSKİ	2018	m ³ /yıl	84.086.364	49.529.898	6.736.630	34.556.466	19.255.777	1.849.900	10.087.334	3.363.455	41.293.096
		%	100,00	58,90	8,00	41,10	22,90	2,20	12,00	4,00	49,10

3.2 Yasal olmayan su kullanımı

İçme suyu şebeke suyunun sertliğinin azaltılması amacı ile kullanılan su yumuşatma ve/veya arıtma cihazları bina ve/veya abone sayacından önce takılmaktadır. Arıtma cihazları günün belirli saatlerinde geri yıkama yapmakta olup bu esnada kullanılan su sayaçtan geçmemekte ve su kaybına neden olmaktadır.



Şekil 8. Sayaç öncesine takılmış su yumuşatma/arıtma cihazı.



Şekil 9. Yangın hidrantlarının illegal kullanım örneği

Yangın hidrantları; içme suyu şebekesinde acil durumlarda itfaiyenin hızlı müdahalesine olanak sağlayacak kolaylıkta ve konumda tesis edilmek zorundadır. Her ne kadar kilit mekanizmaları bulunsun da vatandaşlar tarafından kolaylıkla açılarak illegal olarak araba yıkama, su tankeri doldurma ve sulama vb. amaçlı kullanılmaktadırlar.

4. İdari Su Kayıplarının Azaltılması

İdari su kayıplarının azaltılmasında aşağıda belirtilen hususlar önemlidir:

- Uygun sayaç çapları seçilmeli
Sahada mevcut yüksek tüketimli abonelerin sayaç çaplarının uygun olup olmadığı kontrol edilmeli ve gerekirse uygun çapta sayaçlar ile değiştirilmelidir. Yeni takılacak sayaçlarda ise uygun sayaç çaplarının seçimine önem verilmeli ve park, otel, alışveriş merkezi vb. yüksek su tüketimi olan abonelere uygun boyutta sayaçlar takılmalıdır.
- Yüksek tüketimli abonelerde uzaktan okunabilir sayaç kullanılmalı

Özellikle yüksek su tüketimlerine sahip otel, alışveriş merkezi, hastane, yüzme havuzu vb. abonelere uzaktan okunmalı sayaç takılmalı ve düzenli izlenmelidir.

iii. Tüm sayaçlar düzenli olarak okunmalı, onarım ve yenileme işlemleri yapılmalı

iv. Sayaç montaj kurallarına uyulmalı

Saha çalışmalarında, bazı sayaç montajlarının okuma kolaylığı oluşturması açısından montaj kurallarında belirtilen değerler üzerinde eğimli olarak takıldığı görülmektedir (Şekil 10). Sayaç ölçüm hassasiyetini etkilenmesi ve hatalı okuma değerleri ile karşılaşılması için sayaç montaj kurallarına uyulmalıdır.



Şekil 10. Yanlış sayaç montaj örneği.

v. Bina paket su arıtma cihazlarının geri yıkama suları ölçülmeli

vi. Eski abone sayaçları değiştirilmeli

5. Tartışma ve Sonuç

İdari su kayıplarının izinsiz tüketim bileşenin azaltılması açısından alınması gereken önlemler; yangın hidrantlarının izinsiz kullanımlarının engellenmesi, kaçak bağlantıların tespiti, dışarıdan müdahaleye (çizi, mıknaş vb. ekipmanlar ile sayaç dönme hızının azaltılması vb.) imkân vermeyen sayaçların kullanımı, sayaç okuma personellerinin rotasyonu vb. olarak verilebilir.

Yangın hidrantlarının izinsiz kullanımının önüne geçilmesi için öncelikle yapılması gereken halkın bilinçlendirilmesine yönelik farkındalık çalışmalarıdır. Böylece, yangın hidrantlarının uygunsuz kullanımını görmeleri durumunda vatandaşlar ilgili su kuruluşuna bildirimde bulunacaklardır. Su idareleri tarafından caydırıcı cezaların uygulanması ve itfaiye, belediye vb. kuruluşlar ile entegre çalışmalar yürütülmesi yangın hidrantlarının illegal kullanımından kaynaklanan idari su kayıplarının azaltılmasına katkı sağlayacaktır.

Sayaç okuma ve veri işleme/faturalandırma hatalarının azaltılabilmesi için sayaç okuma personellerine gerekli eğitimlerin verilmesi ve teknolojik imkanların (el terminaleri, yüksek tüketimli abonelerde uzaktan okunmalı sayaçlar vb.) sağlanması önemlidir. İdari su kayıplarının doğru bir şekilde belirlenebilmesi ve azaltılması için en önemli bileşen; faturalandırma yapılmıyor dahi olsa park, bahçe, piknik alanı, cami vb. tüm su kullanıcılarına sayaç takılması ve düzenli okuma yapılmasıdır.

Abone su sayaçlarının ölçüm hassasiyetleri; debinin Q1'in altında veya Q4'ün üzerinde olması durumunda azalmaktadır, bu nedenle sayaç hata seviyeleri genellikle su idareleri tarafından bildirilenden daha yüksektir. Çoğu durumda, 10 L/sa'nın altındaki küçük sızıntılar, abone sayaçları tarafından algılanmamakta veya ölçülememektedir. Ayrıca, abone sayaçlarının boyutu genellikle gerektiğinden daha küçük veya büyüktür. Su yetkilileri, su faturalarına göre montaj sonrası sayaç boyutlarını değerlendirmelidir. Aboneler tarafından sayaçtan öncesine monte edilen paket su arıtma cihazları ve bu cihazların geri yıkama debileri de bir diğer idari su kaybı kaynağı olarak görülmektedir.

6. Teşekkür ve Bilgi

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

7. Kaynaklar

İB 2022. (Erişim Tarihi 13.09.2022)

<https://www.e-icisleri.gov.tr/Anasayfa/MulkildariBolumleri.aspx>
AWWA, American Water Works Association. (2009). Water Audits and Loss Control Programs: AWWA Manual, M36. Denver: American Water Works Association.

Fanner P, Thornton J, Liemberger R, Sturm R (2007) Evaluating water loss and planning loss reduction strategies, Awwa Research Foundation, AWWA, Denver, USA; IWA, London, UK.

Kingdom, B., Liemberger, R. and Marin, P. (2006). The Challenge of Reducing NonRevenue Water (NRW) in Developing Countries. How the Private Sector Can Help: A Look at Performance-Based Service Contracting, Washington DC, The World Bank.

Lambert, A. O., Brown, T. G., Takizawa, M. and Weimer, D. (1999). A review of performance indicators for real losses from water supply systems. Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA, 48(6), 227-237. <https://doi.org/10.2166/aqua.1999.0025>

Lambert, A. and Hirner, W. (2000). Losses from water supply systems: Standard terminology and recommended performance measures, blue pages, IWA.

McKenzie, R. and Seago, C. (2005). Assessment of real losses in potable water distribution systems: some recent developments. Water Science & Technology: Water Supply, 5, 33-40.

Muhammetoğlu, H. and Muhammetoğlu, A. (2022). Impacts of the protective measures taken for the COVID-19 pandemic on water consumption and post meter leakages in public places Environ. Monit. Assess., 194:266.

Muhammetoglu, A., Albayrak, Y., Bolbol, M., Enderoglu, S. and Muhammetoglu, H. (2020). Detection and assessment of post meter leakages in public places using smart water metering. Water Resources Management, 34(9), 2989- 3002.

Rizzo, A., Vermersch, M., St. John, S.G., Micallef, G. and Race, R. (2007). Apparent Water Loss Control: The Way Forward. Water 21. London, England: IWA Publishing.

Seago, C. J. and McKenzie, R. S. (2007). An assessment of non-revenue water in South Africa. Pretoria: Water Research Commission.

Seago, C., Bhagwan, J., and McKenzie, R. (2007). Benchmarking leakage from water reticulation systems in South Africa. Water SA, 30, 25-32.

SKKY (2019). İçme Suyu Temin ve Dağıtım Sistemlerinde Su Kayıplarının Kontrolü Yönetmeliği

DERLEME MAKALE

Ekosistem Hizmetlerinin Sağladığı Doğal Sermaye

Büşra ÇİÇEKALAN¹, Hale ÖZGÜN², İzzet ÖZTÜRK³

¹ İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.
ORCID:0000-0002-1806-9917

² İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.
MEM-TEK Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri UYG-AR Merkezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye.
ORCID:0000-0001-8784-8351

³ İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.
ORCID:0000-0002-8274-5326

Yazışma yazarı:

Büşra ÇİÇEKALAN,
cicekalan@itu.edu.tr

Referans:

Çiçekalan, B., Özgün, H. ve Öztürk İ., (20XX), Makale Başlığı, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24(1), 7-16

Makale Gönderimi : 27 EYLÜL 2022
Online Kabul : 28 KASIM 2022
Online Basım : 07 MART 2023

Özet Sürdürülebilir kalkınma ve çevresel sürdürülebilirlik, son yıllarda oldukça tartışılan konuların başında gelmektedir. Dünyanın sahip olduğu ekosistem kaynaklarının kısıtlı olması ve bu kaynaklar üzerinde artan arz ve talep, doğal kaynakların daha detaylı araştırılması gerektiğini ortaya çıkarmıştır. Ekosistem işlevlerinin insanlara doğrudan veya dolaylı olarak sağladığı faydaları ifade eden ekosistem hizmetleri; ekolojik, ekonomik, sosyal ve kültürel açıdan büyük bir öneme sahiptir. Bu çalışmada, ekosistem değerlendirme türleri ve yöntemleri detaylı olarak incelenmiş olup, Dünya ve Türkiye ekosistem hizmetlerinin (servislerinin) sağladığı doğal sermayenin tahminine yönelik çalışmalar derlenmiştir. Ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin belirlenmesinde çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler, piyasa değerlemesi, belirtilen tercih metodu ve açıklanan tercih metodu olmak üzere üç sınıfa ayrılmaktadır. Yapılan incelemeler sonucunda; ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerlerinin tahmin edilmesinde genellikle seyahat maliyeti, koşullu değerlendirme ve hedonik değerlendirme yöntemlerinin kullanıldığı tespit edilmiştir. Seyahat maliyeti yöntemi ve hedonik değerlendirme yöntemi, dolaylı pazarlarda ölçülebilen etkilere dayanan ekonomik değerlendirme yöntemleri arasında iken; koşullu değerlendirme yöntemi, tasarlanmış piyasalarda ölçülebilen etkileri esas alan bir değerlendirme yöntemidir. Bu çalışmanın bir rehber yaklaşımı ile, ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinin belirlenmesinde kullanılacak en uygun değerlendirme yöntemi ve/veya yöntemlerinin seçilmesinde yol gösterici olması beklenmektedir.

Anahtar Kelimeler: Çevresel sürdürülebilirlik, ekosistem değerlendirme, ekosistem hizmetleri, hedonik değerlendirme, koşullu değerlendirme, seyahat maliyeti

Natural Capital Provided by Ecosystem Services

Abstract Sustainable development and environmental sustainability have been among the most discussed topics in recent years. The limited ecosystem services of the world and the increasing supply and demand on these services have revealed that natural resources should be investigated in more detail. Ecosystem services refer to the direct or indirect benefits that ecosystem functions provide to humans, and these services have great significance in terms of ecological, economic, social, and cultural aspects. In this study, not only types and methods of the ecosystem valuation but also studies on the estimation of natural capital provided by the ecosystem services in the World and Turkey were investigated in detail. Various methods are used to determine the natural capital provided by ecosystem services. These methods are categorized in three classes: Market value, stated preference method, and revealed preference method. The findings obtained from this study exhibited that travel cost, contingent valuation, and hedonic valuation methods are generally used in estimating the economic values of ecosystem services. The travel cost method and hedonic valuation method are among the economic valuation methods based on effects that can be measured in indirect markets, while the contingent valuation method is a valuation method based on effects that can be measured in designed markets. This study will guide the selection of the most appropriate valuation method and/or methods to be used in determining the economic value of ecosystem services.

Keywords: Environmental sustainability, ecosystem valuation, ecosystem services, hedonic valuation, contingent valuation, travel cost

1. Giriş

Sürdürülebilir kalkınma ve sürdürülebilirlik kavramları günümüzde yaygın olarak kullanılmaktadır. Özellikle 1980'li yıllardan itibaren daha geniş alanda kullanılan "sürdürülebilirlik" kelimesi, Latince kökenlidir ve "Sustinere" fiilinden gelmektedir. Sözlüklerde birçok anlamda kullanılan "sürdürülebilirlik" kelimesi, esas olarak sürdürmek, sağlamak, devam ettirmek, desteklemek, var olmak anlamlarında kullanılmaktadır. İngilizce "Sustainable Development" kavramının Türkçe çevirisi olan "Sürdürülebilir Kalkınma" terimi, sözlükte; "çevre değerlerinin ve doğal kaynakların savurganlığa yol açmayacak biçimde akılcı yöntemlerle, bugünkü ve gelecek kuşakların hak ve yararları da göz önünde bulundurularak kullanılması ilkesinden özveride bulunmaksızın, ekonomik gelişmenin sağlanması" şeklinde karşılık bulmaktadır (Tıraş, 2012). Sürdürülebilir kalkınmanın başarılı olabilmesi için kavramın ekonomik, sosyal ve çevresel boyut olmak üzere üç ana bileşen doğrultusunda ele alınması gerekmektedir (Bilgili, 2017).

Çevresel sürdürülebilirlik, sürdürülebilirliğin çevre ve doğal düzenin korunması ile ilgili olan boyutunu kapsamaktadır. Doğal çevre, dünya üzerindeki yaşamın sürmesi için gıda, barınma gibi temel ihtiyaçların yanı sıra yaşam için gerekli iklim ve atmosfer koşullarını sağlamaktadır. Bir ekosistemin bütün parçaları karmaşık biçimde birbirine bağlıdır. Bu nedenle, ekosistemin bir bölümü yok edilir veya zarar görürse, diğer bölümlerinde de bununla bağlantılı sonuçlar ortaya çıkacaktır. Ortaya çıkacak bu etkilerin boyutları, ekosisteme verilen zararın yapısına, ölçeğine ve süresine, zarardan etkilenen bölümlerin ekosistem içindeki önemine ve ekosistemin kendini iyileştirme gücüne göre değişkenlik gösterir. İnsanlar da dünya ekosisteminin bir parçası olup, onların eliyle ortaya çıkan etkilerin sonuçları da ekosistemin diğer bölümlerine yansımaktadır (Yeni, 2014).

Ekosistem hizmetleri temel olarak "insan hayatının sürdürülebilmesi ve insan refahının sağlanabilmesi için ekosistemlerin sunduğu durumlar, süreçler, işlevler, faydalar ve ürünlerin tümü" olarak tanımlanabilir (Hassan ve diğ., 2005). Dünya Kaynakları Enstitüsü tarafından 2005 yılında yayınlanan Binyıl Ekosistem Değerlendirmesi (MEA) raporunda; ekosistem hizmetleri, ekosistemlerden elde edilen faydalar olarak tanımlanmıştır (Arslan Muhacir ve Tazebay, 2017). Ekosistem hizmetleri tedarikçi, düzenleyici, kültürel ve destekleyici hizmetler olmak üzere dört farklı başlık altında sınıflandırılmıştır (MEA, 2005). Tedarik hizmetleri, ekosistemlerden doğrudan sağlanan ürünler ve hizmetleri ele almaktadır. Düzenleyici hizmetler ise, doğadan doğrudan sağlanan hizmetleri değil, doğal süreçlerin sonuçlarından elde edilen birçok faydayı içermektedir. Kültürel hizmetler, insanların doğa ile temastan aldıkları duygular, deneyim ve mutlulukla doğrudan ilişkili olan maddi olmayan hizmetleri içermektedir. Bu hizmetler rekreasyon ve eko turizm, eğitsel ve ilham verici değerler ile estetik değerler olarak sıralanabilir. Son olarak, düzenleyici hizmetler tüm hizmetlerin temelini oluşturan doğal süreçleri kapsamaktadır ve insan faaliyetlerinin destekleyici hizmetler üzerindeki etkisini belirlemek oldukça zordur. Bu hizmetlere örnek olarak; birincil üretim, besin döngüsü ve su döngüsü verilebilir. Ekosistem hizmetlerinin örnekleri arasında gıda ve su gibi ürün tedarik hizmetleri yanında sellerin önlenmesi, toprak erozyonu kontrolü, salgın hastalıkların önlenmesi ve doğal alanlarda rekreasyonel faaliyetlerin sağlanması, manevi faydalar gibi düzenleyici ve destekleyici hizmetler de yer almaktadır (Esringü ve diğ., 2021).

Ekosistem hizmetlerinin, piyasa ekonomisi içinde parasal veya parasal olmayan bir değeri ve önemi söz konusudur. Doğal ekosistemlerin sağladığı faydalar oldukça fazladır. Ancak bunların belirlenmiş ve henüz belirlenememiş ya da tam olarak belirlenememiş olanları da mevcuttur. Ekosistemlerin doğa olaylarını düzenleyici rolleri vardır ve bu nedenle bu sistemlerin ekonomik değerinin belirlenmesi oldukça önemli bir konudur. Bu değerlerin ölçülmesi için çeşitli ekonomik değerlendirme yöntemleri kullanılmaktadır. Ekosistem değerlemesi, bir dizi ekonomik metodoloji ile karmaşık bir doğal ağ içinde yer alan fayda ve maliyetlerin belirlenmesini amaçlamaktadır (Demir, 2009; Uzel, 2022).

Bu çalışmada, Türkiye ve Dünya ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermaye ile ilgili çalışmalar derlenmiştir. Bu kapsamda, ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin belirlenmesine yönelik uygulanan yöntemler kapsamlı bir şekilde incelenerek ortaya konulmuştur. Farklı çalışmalarda ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin belirlenmesinde kullanılan yöntemler ve çalışma sonuçları detaylı olarak incelenmiştir. Türkiye ve Dünya'daki farklı ekosistem hizmetleri için kullanılan değerlendirme yöntemlerini içeren bu çalışma, planlanan benzer ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinin belirlenmesinde kullanılacak uygun yöntemin seçilmesi için yol gösterici olacaktır.

2. Ekosistem Değerleme Türleri ve Yöntemleri

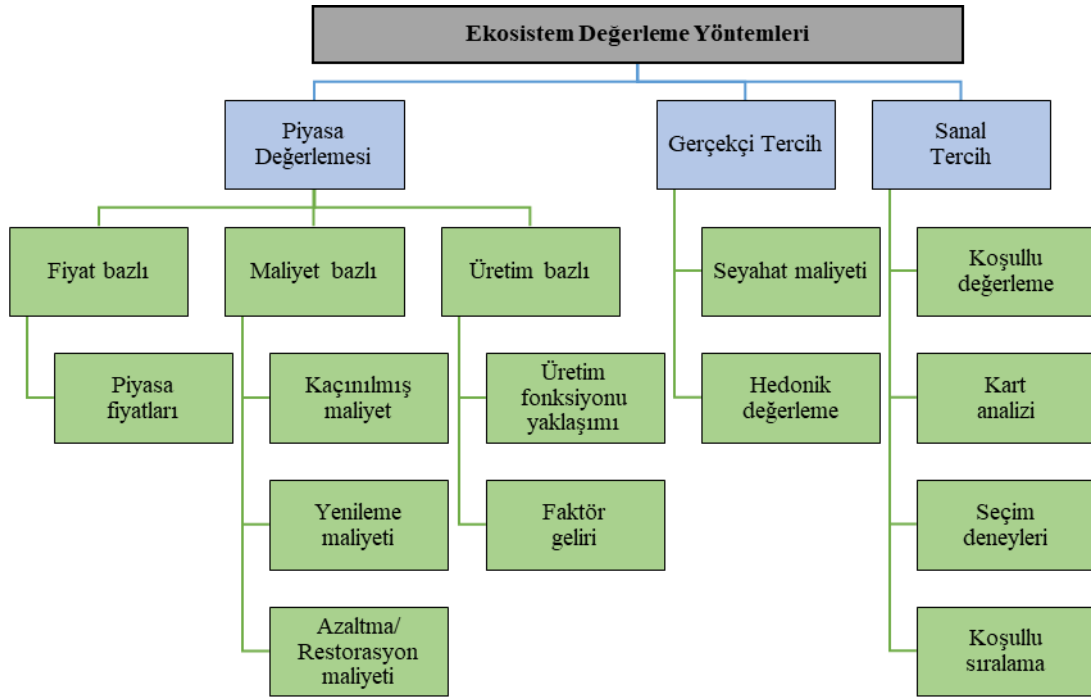
Ekosistem hizmetlerinin değerlendirilmesi, bir ekosistemin ve/veya ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlendiği son derece karmaşık ekonomik bir süreçtir (Morse-Jones ve diğ., 2011). Literatürde ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerinin hesaplamasına yönelik çeşitli yaklaşımlar bulunmaktadır. Bu yaklaşımlar; kullanım değeri ve kullanım dışı (pasif kullanım) değer olmak üzere iki ana bileşene ayrılmaktadır. Kullanım değeri, çevre kaynaklarının doğrudan kullanımını ifade etmekte ve mevcut değerden türetilen değeri yansıtmaktadır. Kullanım dışı değer ise, insanların asla kullanmayacağı kaynakları iyileştirmek veya korumak için ödeme istekliliğini yansıtır. İnsanlar pasif kullanım yoluyla çevresel fayda veya kalite için bir değer belirler. Biyolojik çeşitlilik, doğal manzaraları görme olanağına sahip olma vb. pasif kullanıma birer örnektir. Doğal kaynakların pazarı olmadığı için insanlar tarafından bu tür varlıklar için yapacakları ödeme istekliliği değerinin doğrudan belirlenmesi oldukça güçtür. Bu nedenle, bu tür varlıkların fiyatını belirlemek amacıyla insanların çevresel varlıklar için tercihlerini belirtmeleri istenir (Shogren, 2013). Pasif kullanım değerinin bir türü olan seçenek değeri, mevcut anda kullanılmayan doğal kaynağın gelecekte kullanılma ihtimali için ödeme istekliliğini ifade etmektedir. Pasif kullanım değerinin diğer bir türü olan miras değeri ise, sonraki nesiller için kullanılabilir bir kaynak sağlamak için ödeme istekliliğini yansıtmaktadır. Son olarak varlık değeri ise, gelecekte kullanılmayacak olan kaynakların varlığını sürdürmesini sağlamak için ödeme istekliliğini ifade etmektedir. Kullanım değeri yaklaşımında bir piyasa varlığından söz edilebilir iken, pasif kullanım yaklaşımında bir piyasa bulunmamaktadır. Bu durum, kullanım değerinden pasif kullanım değerine doğru gidildikçe varlıkların fayda değerlerinin hesaplanabilirliğini zorlaştırılmaktadır. Tablo 1'de doğal kaynakların her bir ekonomik değer bileşenine karşılık gelen faydalarına yer verilmiştir (Tietenberg ve Lewis, 2015; Kalfa, 2018; Öztürk ve diğ., 2020).

Tablo 1. Değerleme türüne göre doğal kaynakların faydaları.

Değerleme türü	Kategori	Fayda
Kullanım değeri	Doğrudan kullanım değeri	Kereste, odun, mantar, reçine, avcılık, otlatma, bal, dekoratif bitkiler, rekreasyon, şifalı bitkiler, meyveler vb.
	Dolaylı kullanım değeri	Toprak ve yerel ekosistemin korunması, çığ ve sel önleme, mikro-iklim düzenlemesi, su kalitesi vb.
Pasif kullanım değeri	Seçenek değeri	Potansiyel enerji ve hammadde kaynağı, potansiyel olarak bilinmeyen biyolojik çeşitlilik kaynağı vb.
	Varlık değeri	Karbon depolama ile ilgili diğer türleri etkileyen biyolojik çeşitlilik ve çevresel koşullar, orman ekosistemi de dahil olmak üzere insan dışındaki diğer canlıların sağlığına veya varlığına saygı vb.
	Miras değeri	Peyzaj, enerji ve hammadde kullanılabilirliği, gelecek nesilleri etkileyen karbon depolama ile ilgili çevresel koşullar, biyolojik çeşitlilik vb.

Ekosistem değerlendirme yöntemleri; piyasa değerlemesi, sanal tercih metodu ve gerçekçi tercih metodu olmak üzere üç sınıfa ayrılabilir. Ekosistem değerlendirme yöntemleri ile değer bileşenleri arasındaki bağlantılar Şekil 1'de yer almaktadır. Düzenleme hizmetleri temel olarak kaçınılmış maliyet, yenileme ve

restorasyon maliyetleri veya koşullu değerlendirme yaklaşımı ile değerlendirilmektedir. Seyahat maliyeti (rekreasyon, turizm veya bilim), hedonik değerlendirme (estetik bilgi) veya koşullu değerlendirme yoluyla kültürel hizmetler değerlendirilmektedir (Martín-López ve diğ., 2009; de Groot ve diğ. 2010; Biler, 2019).



Şekil 1. Ekosistem değerlendirme yöntemleri.

Piyasa değerlendirme metodunda fiyat, maliyet ve üretim bazlı olmak üzere üç temel yaklaşım mevcuttur. Bu yaklaşımların en önemli avantajları, gerçek piyasalardan gelen verileri kullanmaları ve böylece gerçek tercihleri veya maliyetleri bireylere yansıtma potansiyelidir. Fiyat bazlı piyasa değerlemesinin temeli, piyasada alınıp satılan mal veya hizmet değerinin standart ekonomik yöntemlerle belirlenmesi temeline dayanmaktadır. Maliyet bazlı piyasa değerlemesinde, ekosistem hizmetinin yapay yollarla yeniden yaratılması gerektiğinde ortaya çıkacak maliyetlerin tahmini esas alınır. Üretim bazlı piyasa değerlendirme ise, belirli bir ekosistem hizmetinin mevcut bir piyasada işlem gören başka bir hizmetin dağıtımına ne kadar katkıda bulunduğu tahmin edilir (de Groot ve diğ., 2010).

Sanal tercih metodu, marjinal iyileştirme veya marjinal

kayıplardan kaçınma amacıyla ödeme istekliliğini belirlemek için yapılan araştırma tekniklerini içeren bir metottur. Bu metotta, yaygın olarak koşullu değerlendirme yöntemi kullanılmaktadır. Koşullu değerlendirme, katılımcılara çevresel bir değişimin (Örneğin; sulak alanların kaybı) veya mevcut kaynağın korunmasının ekonomik değerinin ne olması gerektiği sorulmaktadır. Koşullu değerlendirme yöntemi ile; mal ve hizmetlerin kalitesinde ve miktarında meydana gelecek değişimlere karşı bireylerin ödeme isteklilikleri belirlenmektedir. Seçim deneyleri ise koşullu değerlendirme gibi anket araştırması esasına dayanan bir metottur. Koşullu değerlendirme katılımcılara ödeme isteklilikleri sorulmakta iken; seçim deneylerinde katılımcılardan alternatifler arasından seçim yapmaları istenilmektedir. Koşullu sıralama yönteminde ise; katılımcılara birtakım varsayımsal durumlar sunulmakta ve bunların sıralanması istenilmektedir (Tietenberg ve Lewis, 2015; Öztürk ve diğ., 2020). Seçim esaslı olan kart analizi yöntemi,

daha çok yeni bir ürün veya hizmetin niteliklerini belirlemek, fiyatların oluşturulmasına destek sağlamak, satış veya kullanım düzeyini tahmin etmek ve yeni bir ürün önermek amacıyla kullanılmaktadır (Tietenberg ve Lewis, 2015).

Gerçekçi tercih metotları, gerçek davranışları ve harcamaları içermesinden dolayı gözlenebilir niteliktedir. Dolaylı yöntemlerden biri olan seyahat maliyeti yöntemi kullanılarak rekreasyon kaynaklarının ekonomik değeri tespit edilmektedir. Burada insanların rekreasyon alanını ziyaret için istekli olup olmadıkları ve ziyaretçi sayısı olmak üzere iki önemli husus vardır. Seyahat maliyeti yönteminde, talep fonksiyonu oluşturularak tüketici rantı belirlenebilir. Talep eğrisinin altındaki alan ile seyahat maliyetinin üzerindeki keşişim bölgesi tüketici fazlasını (rantını) göstermektedir. Bu maliyet yöntemi, genellikle nehirler, plajlar, tarihi parklar ve turistik yerleşim yerleri gibi rekreasyonel bölgeleri ziyaret eden ziyaretçilerin, ziyaret sonunda elde ettikleri faydaları tahmin etmede ve bir nehirdeki suyun kalitesinde bir iyileşme olması durumunda nehrin rekreasyon değerinde meydana gelecek artış değerini belirlemede kullanılmaktadır (Parsons, 2003; Chen ve diğ., 2004). Seyahat maliyet yönteminin bireysel seyahat maliyeti yöntemi ve bölgesel seyahat maliyeti yöntemi olmak üzere iki farklı uygulama alanı vardır. Bireysel seyahat maliyet yöntemi, rekreasyon alanlarını ziyaret eden ziyaretçilerin tüketici rantı ile rekreasyon alanlarında yapılan rekreasyon faaliyetlerinin ekonomik değerini belirlemede kullanılmaktadır. Bireysel seyahat maliyet yöntemine göre daha basit ve daha az maliyet içeren bölgesel seyahat maliyeti yönteminde; seyahat maliyeti, rekreasyon alanı bölgelere ayrılarak hesaplanmaktadır. Bir alanın rekreasyonel amaçlı kullanım değerinin bölgesel seyahat maliyet yöntemi ile belirlenmesi için, alana gelen ziyaretçilerin ziyarete başladıkları merkezlerden rekreasyon alanına kadar olan alanın bölgelere ayrılması gerekmektedir. Bu yöntemde; rekreasyon alanına daha uzak mesafelerden gelen ziyaretçilerin, daha yüksek seyahat maliyetine sahip olduğu kabul edilir (Ortaçesme ve diğ., 2002; Chen ve diğ., 2004; Spacek ve Antouskova, 2013). Hedonik değerlendirme yönteminde, ilgili piyasadaki ekonomik değerlerin çevresel bileşenini açığa çıkarmak amacıyla çoklu regresyon analizi olarak bilinen istatistiksel teknik kullanılmaktadır (Biler, 2019). Hedonik değerlendirme yöntemi, ilk olarak 1939 yılında Andrew Court tarafından otomobil endüstrisine ilişkin fiyat endeksini oluşturmak için kullanılmıştır (Court, 1939). Ardından, Amerikalı araştırmacı Lancaster (1966), Lancaster Tercih Teorisi adlı bir teori ileri sürerek ürün talebinin, ürünün kendisine değil, özelliklerine bağlı olduğunu iddia etmiştir. Amerikalı iktisatçı Rosen (1976) ise, ilk hedonik piyasa denge arz ve talep modelini ürün özelliklerine dayalı olarak ortaya koymuştur. Hedonik değerlendirme yönteminin avantajları; tüketicilerin gerçekçi tercihlerini ön plana çıkarması, mal fiyatlarının piyasa içerisinde hangi değişkenlere göre belirlendiğinin açık ve net olması, ürün özellikleri hakkındaki birçok kaynaktan bilgi içermesi ve güvenilir verileri kullanmasıdır. Veri toplama maliyetinin yüksek olması, çevresel faktörlere ilişkin veri temininin sınırlı olması ve elde edilen sonuçların çalışmada kullanılan değişkenlere bağlı olması bu yöntemin temel kısıtları arasındadır (Ayvaz, 2002; Güler ve diğ., 2019).

Ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerlerinin tahmin edilmesinde yaygın olarak seyahat maliyeti, koşullu değerlendirme ve hedonik değerlendirme yöntemleri kullanılmaktadır. Seyahat maliyeti yöntemi ve hedonik değerlendirme yöntemi, dolaylı pazarlarda ölçülebilen etkilere dayalı ekonomik değerlendirme yöntemleri arasında iken; koşullu değerlendirme yöntemi,

tasarlanmış piyasalarda ölçülebilen etkilere dayanan ekonomik değerlendirme yöntemleri arasındadır (Pearce ve Turner, 1990; Kılıç, 2019).

3. Ekosistem Hizmetlerinin Sağladığı Doğal Sermaye

3.1 Dünya Ekosistem Hizmetlerinin Sağladığı Doğal Sermaye

Ekosistem hizmetleri ve doğal varlık stoğu, Dünya Yaşam Destek Sistemi için son derece önemlidir ve bu hizmetler gerek doğrudan gerekse dolaylı yollardan toplum refahına katkıda bulunduğu için dünyanın ekonomik varlığının bir göstergesi olarak kabul edilirler (Öztürk ve diğ., 2020). Bu konu ile ilişkili yapılan bir çalışmada, 17 ayrı ekosistem ve 16 canlı türünün ekonomik değeri hesaplanmıştır. Söz konusu ekonomik değer, tüm biyosfer için yılda 16-54 trilyon \$ (ortalama 33 trilyon \$) civarında olduğu tahmin edilmektedir (Costanza ve diğ., 1997). Çalışma kapsamında ekosistemler; gaz düzenleyici, iklim düzenleyici, dağılım düzenleyici, su düzenleyici, su temini, erozyon kontrolü, toprak oluşumu, besi maddesi döngüsü, atık arıtımı, tozlaşma, biyolojik kontrol, habitat/sığınak, besin üretimi, ham madde, genetik kaynaklar, rekreasyon ve kültür olmak üzere 17 ana kategoriye ayrılmıştır. Bu kategoriye yalnızca yenilenebilir ekosistem hizmetleri dahil edilmiş, yenilenebilir olmayan yakıt ve mineraller ile atmosfer gibi bileşenler sınıflandırmanın dışında tutulmuştur. Yıllar içinde biyom alanında değişiklik olmayacağı kabulü ile güncellenen ekosistem hizmetlerinin bedeli 145 trilyon \$, biyom alanındaki değişimler dikkate alındığında ise 125 trilyon \$'dir. Bu çalışma 2011 yılı verileri ile güncellenmiş olup, 1997 ve 2011 yılları arasındaki biyom alanı değişikliklerinin ekosistem ekonomik değerini ne ölçüde etkilediği ortaya konulmuştur. Alan kullanımındaki değişiklikten kaynaklanan ekosistem hizmetleri kaybının 4,3-20,2 trilyon \$ olduğu tahmin edilmektedir (Costanza ve diğ., 2014). Dünya ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermaye değerinin belirlenmesi ile ilgili çeşitli ekosistem değerlendirme yöntemleri kullanılarak birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalar Tablo 2'de özetlenmiştir.

Bir konu üzerinde kişiler veya gruplar tarafından ileri sürülen düşünceler ve bu konu ile ilgili önceliklendirmeler doğrultusunda ortaya çıkan farklı bakış açılarını incelemek için kullanılan Q metodolojisi, kişilerin öznal görüşlerini ortaya çıkarması yönü ile nitel ve bu görüşleri ölçülebilir boyutlarıyla ifade etmesi bakımından da nicel bir yaklaşımdır (Stephenson, 1935; Brown, 1993; Cross, 2005; Doygun ve Doygun, 2021). Hava kirliliği (Sala ve diğ., 2015), iklim değişikliği (Zivojinovic ve Wolfslehner, 2015), alan kullanım değişimi (Swaffield ve Fairweather, 1996), kırsal araştırmalar (Hermans ve diğ., 2011) ve turizm (Jacobsen, 2007) gibi farklı bir çok alanda katılımcıların algılarının ve bakış açılarının belirlenmesinde Q metodolojisi yöntem olarak değerlendirilmiş, ayrıca kent parkları (Buchel ve Frantzeskaki, 2015), denizel çevreler (Pike ve diğ., 2015), kıyı alanları (Simpson ve diğ., 2016) ve akarsulardan (Kerr ve Swaffield, 2012) sağlanan ekosistem hizmetlerinin değerlendirilmesinde de etkin bir araç olarak kullanılmıştır.

3.2 Türkiye Ekosistem Hizmetlerinin Sağladığı Doğal Sermaye

Türkiye'de ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin belirlenmesine yönelik çalışmalar; ağırlık olarak su kaynakları, hidroelektrik santralleri ve rekreasyon hizmetleri ile ilgilidir. Genellikle, rekreasyon, alan-tür koruma, kent parkı-yeşil alan, barajların çevreye etkisi, su kirliliği, hava kirliliği, atık yönetimi, gürültü kirliliği, toprak erozyonu ve deniz kirliliği konuları üzerine çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Ekosistem hizmetlerinden sağlanan doğal sermayenin tahmini için

çoğunlukla koşullu değerlendirme veya seyahat maliyeti yöntemi kullanılmış olup, bazı çalışmalarda ise her iki yöntem birlikte kullanılmıştır (Kaya, 2010; Kılıç, 2019). Bu çalışmalar Tablo 3'te sunulmuştur.

Ekosistem hizmetlerinin niceliksel büyüklüğüne ve niteliksel kalitesine dayalı olarak önceliklendirilmesi üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Arazi örtüsünün sağladığı toplam ekosistem hizmetlerine göre hassas ekosistemlerin tespiti ve koruma çalışmalarında değerlendirilmesi önem arz etmektedir. Özellikle nüfusun yoğun olduğu kentsel alanlara içme-kullanma suyu sağlayan yüzey suyu havzalarında ekosistem hizmetleri için koruma bölgelerinin ve koruma önceliklerinin saptanması bütüncül havza koruması açısından oldukça önemlidir (Kuru ve Tezer, 2020). Albayrak (2012) tarafından yapılan bir çalışmada; Ömerli havzasındaki ekolojik birimler tanımlanmış ve çok değişkenli karar verme yöntemi olan analitik hiyerarşi yöntemi kullanılarak ekolojik birimlerin ekolojik, ekonomik, sosyo-kültürel ve toplam değerleri hesaplanmıştır. Tezer ve diğ. (2015) tarafından yapılan bir çalışmada ise, Ömerli Havzası için ekosistem hizmetlerine dayalı bütüncül havza yönetim planının nasıl kurgulanması gerektiği ortaya konulmuştur. Benzer bir çalışma, Düzce Melen İçme Suyu Havzası için ekosistem hizmetleri temelli bütüncül havza yönetim planı eşik analizi yöntemi ile yapılmıştır (Tezer ve diğ., 2018). Eşik analizi yöntemi ile, alana ilişkin doğal faktörlerin ekolojik özellikleri ortaya konularak doğal kaynakların ekolojik potansiyelleri ve ekolojik eşikleri saptanmaktadır (Çelikyay, 2005). Kırklareli Barajı su toplama havzasının arazi kullanım değişikliklerinin 1990, 2000 ve 2012 dönemlerine ait CORINE arazi örtüsü verileri esas alınarak değerlendirildiği başka bir çalışmada ise, havzanın morfolojik özelliklerine ve ekosistem hizmetleri potansiyeline dayalı bütüncül havza alt-koruma alanları belirleme yaklaşımı Kırklareli Barajı Havzası için oluşturulmuştur (Kuru ve Tezer, 2020).

4. Genel Değerlendirme

Ekosistem işlevlerinin insanlara doğrudan veya dolaylı olarak sağladığı kazanımlar olarak tanımlanan ekosistem hizmetlerinin faydalarının parasal değerinin hesaplanması, mevcut durum ve gelecek için doğanın topluma olan katkısı ve toplumun ekolojiye bağımlılığının ortaya konmasına imkân vermektedir. Ekosistem hizmetlerinin piyasa ekonomisi içerisinde ekonomik değerlerinin belirlenmesi son derece karmaşık ve zor bir süreçtir. Bu çalışma kapsamında Dünya ve Türkiye ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin tahminine yönelik çalışmalarda kullanılan değerlendirme yöntem ve yaklaşımları ayrıntılı olarak incelenmiştir. Ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermayenin belirlenmesinde çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler, piyasa değerlemesi, sanal tercih metodu ve gerçekçi tercih metodu olmak üzere başlıca üç sınıfa ayrılabilir. Ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerlerinin belirlenmesinde yaygın olarak seyahat maliyeti, koşullu değerlendirme ve hedonik değerlendirme yöntemleri kullanılmaktadır. Çeşitli ekosistem hizmetleri için gerçekleştirilen değerlendirme çalışmalarında kullanılan yöntemlerin bu çalışmada derlenmiş olmasının, planlanan benzer ekosistem hizmetlerinin ekonomik değerlerinin belirlenmesinde kullanılacak uygun yöntem ve/veya yöntemlerin seçilmesinde ilham verici olacağı düşünülmektedir. Kapsamlı olarak ele alınan bu yöntem ve yaklaşımların, ayrıca bazı büyük ölçekli çevresel ve ekolojik restorasyon projeleriyle elde edilen; ekonomik, sosyal ve çevresel fayda ve maliyetlerin sayısallaştırılması bakımından da yol gösterici olması beklenmektedir.

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

Tablo 2. Dünya ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermaye ile ilgili değer tahminleri.

Ekosistem	Ülke	Yöntem	Değer tahmini		Yıl	Kaynak
			Değer	Birim		
Tüm ekosistemler	Kanada	Gerçekçi tercih	19	milyar \$/yıl	2017	Aziz ve van Cappellen (2019)
Tarımsal ekosistem	İtalya	Seçim deneyi	159,30	€/kişi.yıl	2016	Faccioni ve diğ. (2019)
Mangrov ekosistemleri	Ekvador (Galápagos Adaları)	-	245	\$/hektar	2016	Tanner ve diğ. (2019)
Düzenleyici ekosistemler ¹	-	Seyahat maliyeti ve meta analizi	29,085	trilyon \$/yıl	2015	Balasubramanian (2019)
Deniz ve kıyı ekosistemleri ²	Avustralya	Seyahat maliyeti	158,5-196,3	milyon \$/yıl	2015	Crossman ve diğ. (2018)
Kıyı ekosistemleri	Avustralya (Kuzey Bölgesi)	Piyasa değerlemesi	42.063	\$/ha.yıl	2012	Russell-Smith ve diğ. (2018)
Orman ekosistemi ³	Avustralya (Kuzey Bölgesi)	Piyasa değerlemesi	20.851	\$/ha.yıl	2012	Russell-Smith ve diğ. (2018)
Nehir ve göl ekosistemi	Avustralya (Kuzey Bölgesi)	Piyasa değerlemesi	7.757	\$/ha.yıl	2012	Russell-Smith ve diğ. (2018)
Tüm ekosistemler	Güney Afrika	-	476	milyar \$/yıl	2011	Kubiszewski ve diğ. (2017)
Tüm ekosistemler	Amerika Birleşik Devletleri	-	5.331	milyar \$/yıl	2011	Kubiszewski ve diğ. (2017)
Tüm ekosistemler	Almanya	-	181	milyar \$/yıl	2011	Kubiszewski ve diğ. (2017)
Tüm ekosistemler	Brezilya	-	6.768	milyar \$/yıl	2011	Kubiszewski ve diğ. (2017)
Karasal ekosistem	Belçika	-	14,808	trilyon \$/yıl	2015	Sutton ve diğ. (2016)
Karasal ekosistem	Danimarka	-	27,586	trilyon \$/yıl	2015	Sutton ve diğ. (2016)
Karasal ekosistem	Almanya	-	179,034	trilyon \$/yıl	2015	Sutton ve diğ. (2016)
Nehir ekosistemi	Meksika	Koşullu değerlendirme	5,46	\$/ay.hanehalkı	-	Perez-Verdin ve diğ. (2016)
Orman ekosistemi	Meksika	Koşullu değerlendirme	1,55	\$/ay.hanehalkı	-	Perez-Verdin ve diğ. (2016)
Su havzası ekosistemi	Meksika	Koşullu değerlendirme	6,17	\$/ay.hanehalkı	-	Perez-Verdin ve diğ. (2016)
Orman ekosistemi	Hindistan	Piyasa değerlemesi	219-357	\$/hektar.yıl	-	Shivaprasad ve Chandrasekhar (2014)
17 Ekosistem	-	-	125	trilyon \$/yıl	2011	Costanza ve diğ. (2014)
Tüm ekosistemler	Butan	-	15,5	milyar \$/yıl	-	Kubiszewski ve diğ. (2013)
Göl ekosistem ⁴	Pakistan	Seyahat maliyeti	3.313	\$/hanehalkı.yıl	2004	Dehlavi ve Adil (2011)
Sulak alan ekosistemi ⁵	Çin	Piyasa değerlendirme, koşullu değerlendirme, seyahat maliyeti	7.395	\$/hanehalkı.yıl	-	Zhu ve diğ. (2010)
Nehir ekosistemi	Hindistan	Seçim deneyi	58	\$/hektar.yıl	-	Biröl ve Das (2010)
Sulak alan ekosistemi	Kenya	Seyahat maliyeti, koşullu değerlendirme	79,17	\$/hanehalkı.yıl	-	Ndung (2009)
Kıyı ekosistemi ⁴	Meksika	Seçim deneyleri	216	\$/kişi	-	Wielgus ve diğ. (2009)
Nehir ekosistemi	Meksika	Koşullu değerlendirme	5,28	\$/ay.hanehalkı	-	Ojeda ve diğ. (2008)
Sulak alan ekosistemi	Çin	Seyahat maliyeti, yenileme maliyeti	1,494	\$/hanehalkı.yıl	-	Yang ve diğ. (2008)
Kıyı ekosistemi	Litvanya	Hedonik değerlendirme	2,29	milyon \$/yıl	1997	Povilanskas ve diğ. (1998)

¹ Gaz düzenleyici, iklim düzenleyici, su düzenleyici, su temini, erozyon kontrolü, toprak kalitesi, atık arıtımı² Kültür hizmetleri (turizm ve rekreasyon)³ Tropikal ormanlar⁴ Rekreasyon hizmetleri⁵ Gaz düzenleyici, su arıtımı, su temini, gıda üretimi, hammadde ve biyolojik çeşitlilik

Tablo 3. Türkiye ekosistem hizmetlerinin sağladığı doğal sermaye ile ilgili değer tahminleri.

Ekosistem	İl	Yöntem	Değer tahmini		Yıl	Kaynak
			Değer	Birim		
Orman ekosistemi	Bursa (Uludağ)	Piyasa fiyatı, seyahat maliyeti ve hedonik değerlendirme	2,227	milyon \$/yıl	2020	Uzel (2022)
Orman ekosistemi	Bursa (Uludağ)	-	956	\$/ha	2018	Gürlük (2021)
Havza ekosistemi ¹	İstanbul (Ömerli Havzası)	Seyahat maliyeti	9,78	\$/kişi	2018	Cetin ve diğ. (2021)
Sulak alan ekosistemi	Eskişehir (Balıkdamı Sulak Alanı)	Koşullu değerlendirme	24	milyon TL	2015	Biler (2019)
Tüm ekosistemler ¹	Denizli (Pamukkale)	Seyahat maliyeti ve koşullu değerlendirme	33-70	milyar TL	2015	Kalfa (2018)
Orman ekosistemi	Antalya (Beydağları Sahil Milli Parkı)	Seyahat maliyeti ve koşullu değerlendirme	108,7	TL/kişi	2015	Yılmaz ve Koç (2018)
Orman ekosistemi	Bolu ve Düzce	Piyasa değerlemesi ve seçenek değeri	1.139	\$/hektar.yıl	2012	Çelikkol Erbaş (2015)
Deniz ve kıyı ekosistemleri	Muğla (Fethiye-Göcek)	-	210	milyon \$	-	Bann ve Başak (2013)
Orman ekosistemi	Trabzon (Uzungöl Milli Parkı)	Seyahat maliyeti	945,630	milyon TL	-	Külekçi ve Dönmez (2012)
Tüm ekosistemler ²	İstanbul	Koşullu değerlendirme	160,33	TL/hanehalkı.yıl	2004	Kaya (2010)
Su ekosistemi	Balıkesir (Manyas Gölü)	Koşullu değerlendirme	60	TL/yıl	-	Gürlük ve Rehber (2009)
Orman ekosistemi ¹	Bartın (Balamba Tabiat Parkı)	Seyahat maliyeti	0,91-5,15	TL/gezi.kişi	-	Ateşoğlu (2008)
Sulak alan ekosistemi	Edirne (Gala Gölü)	Koşullu değerlendirme	15,12	TL/hanehalkı.yıl	-	Kubaş ve diğ. (2007)
Sulak alan ekosistemi	Balıkesir (Manyas Gölü)	Koşullu değerlendirme	55,83	TL/yıl	-	Gürlük (2006)
Orman ekosistemi ¹	Ankara	Seyahat maliyeti	15,83	TL/gezi.kişi	-	Özdemir (2006)
Su ekosistemi	Muğla (Köyceğiz-Dalyan)	Koşullu değerlendirme	8,95	TL/hanehalkı.yıl	-	Tümay (2005)
Orman ekosistemi ¹	Kahramanmaraş ve Trabzon	Seyahat maliyeti	29,97-100,90	TL/hanehalkı.yıl	-	Pak (2003)
Orman ekosistemi ¹	Kahramanmaraş ve Trabzon	Koşullu değerlendirme	2,08-3,23	TL/hanehalkı.yıl	-	Pak (2003)

¹ Rekreasyon hizmetleri

² Toprak erozyonu

5. Kaynaklar

- Albayrak, İ. (2012), Ekosistem servislerine dayalı havza yönetim modelinin İstanbul-Ömerli havzası örneğinde uygulanabilirliği İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul, Türkiye.
- Arslan Muhacir, S. ve İ. Tazebay (2017), Kırsal turizm türlerinin belirlenmesinde bir araç: Ekosistem servisleri yaklaşımı. *Turkish Journal of Forestry*, 18(1), 74-81.
- Ateşoğlu, İ. (2008), Bartın Balamba Orman içi dinlenme yeri rekreasyon servislerinin ekonomik değerinin belirlenmesi. Zonguldak Bülent Ecevit Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Zonguldak, Türkiye.
- Ayvaz, Ö. (2002), Emlak fiyatlarının hedonik model ile araştırılması, İzmir Örneği, Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İzmir, Türkiye.
- Aziz, T. and P. van Cappellen (2019), Comparative valuation of potential and realized ecosystem services in Southern Ontario, Canada. *Environmental Science & Policy*, 100, 105-112.
- Balasubramanian, M. (2019), Economic value of regulating ecosystem services: a comprehensive at the global level review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(10), 1-27.
- Bann, C. and E. Başak (2013), Economic analysis of Köyceğiz-Dalyan special environmental protection area. Project PIMS 3697: The Strengthening the System of Marine and Coastal Protected Areas of Turkey.
- Biler, L. (2019), Sulak Alanlar, Değer Bıçme ve Türkiye'ye Özgü Yöntem Belirlenmesi ve Balıkdamı Sulak Alanında Uygulanması, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, Türkiye.
- Bilgili M. Y. (2017), Ekonomik, ekolojik ve sosyal boyutlarıyla sürdürülebilir kalkınma. *Uluslararası Sosyal Araştırma Dergisi*, 10(49), 559-569.
- Biröl, E. and S. Das (2010), Estimating the value of improved wastewater treatment: The case of River Ganga, India. *Journal of Environmental Management*, 91, 2163-2171.
- Brown, S. R. (1993), A primer on Q methodology. *Operant Subjectivity*, 16(3/4), 91-138.
- Buchel, S. and N. Frantzeskaki (2015), Citizens' voice: A case study about perceived ecosystem services by urban park users in Rotterdam, the Netherlands. *Ecosystem Services*, 12, 169-177.
- Chen, W., Hong, H., Liu, Y., Zhang, L., Hou, X. and M. Raymond (2004), Recreation demand and economic value: an application of travel cost method for Xiamen Island, China *Economic Review*, 15, 398-406.
- Cross, R. M. (2005), Exploring attitudes: the case for Q methodology. *Health Education Research*, 20(2), 206-213.
- Crossman, N. D., Stoeckl, N., Sangha, K. K. and R. Costanza (2018), Economic values of the northern territory marine and coastal environments. *Australian Marine Conservation Society: Darwin, Australia*.
- Court A. T. (1939), Hedonic price indexes with automotive examples. In the *Dynamics of Automotive Demand*, 17, 99- 119.
- Costanza, R., d'Arge R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. and M. van den Belt (1997), The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, 387i.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., R. Kerry Turner (2014), Changes in the global value of ecosystem services, *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Çelikkol Erbaş, B. (2015), Economic valuation of forest goods and services: the pilot study in bolu region. natural capital accounting regional workshop for europe and central asia (ECA) Region Organized by The World Bank and Turkish Ministry of Development, Mart 9-11, İstanbul, Türkiye.
- Çelikyay, S. (2005). Arazi kullanımının ekolojik eşik analizi ile belirlenmesi Bartın örneğinde bir deneme. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul, Türkiye.
- Cetin, N. I., Bourget, G. and A. Tezer (2021), Travel-cost method for assessing the monetary value of recreational services in the Ömerli Catchment. *Ecological Economics*, 190, 107192.
- de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J. Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R. and I. Ring. (2010), Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, Routledge.
- Dehlavi, A. and I. H. Adil (2011), Valuing the Recreation Uses of Pakistan's Wetlands: An Application Travel Costs Method. *South Asian Networ for Development and Environmental Economics (SANDEE)*, Kathmandu, Nepal.
- Demir, A. (2009), Ekonomik açıdan biyolojik çeşitliliğin önemi, İstanbul Ticaret Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 8(15), 55-68.
- Doygun, N. ve H., Doygun (2021), Seyhan Nehri'nden Sağlanan Ekosistem Servislerine Yönelik Bakış Açılarının Q Metodoloji Yardımıyla Değerlendirilmesi. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 23(1), 36-44.
- Esringü, A., Toy, S. and S. Çağlak (2021), Sağlıklı kentlerde ekosistem servislerinin önemi. *Climate and Health Journal*, 1(2), 68-73.
- Faccioni, G., Sturaro, E., Ramanzin, M. and A. Bernués (2019), Socio-economic valuation of abandonment and intensification of Alpine agroecosystems and associated ecosystem services. *Land Use Policy*, 81, 453-462.
- Güler, İ., Başer, U. ve M. Bozoğlu (2019), Rize ili merkez ilçesinde konut fiyatlarının hedonik fiyat modeliyle değerlendirilmesi. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 9(4), 2294-2302.
- Gürlük, S. (2006), Manyas Gölü ve Kuş Cenneti'nin Çevresel Değerlemesi Üzerine Bir Araştırma. T.C. Uludağ Üniversitesi

Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

- Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarım Ekonomisi Anabilim Dalı, Doktora Tezi, Bursa, Türkiye.
- Gürlük, S. ve E. Rehber (2009), Manyas Gölü'nün Çevresel Değerlemesi Üzerine Bir Araştırma. *Tarım Ekonomisi Dergisi*, 15(1), 9-15.
- Gürlük, S. G. (2021), Biyoçeşitlilik Gölge fiyatının doğal kaynak yönetiminde kullanımı üzerine: Uludağ Milli Parkı Örneği. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 18(2), 234-246.
- Hassan, R., Scholes, R. and N. Ash (2005), *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, Island Press, London.
- Hermans, F., Kok, K., Beers, P. J. and T. Veldkamp (2011), Assessing sustainability perspectives in rural innovation projects using Q-Methodology. *Sociologia Ruralis*, 52, 70-90.
- Jacobsen, J. K. S. (2007), Use of landscape perception methods in tourism studies: A review of photo-based research approaches. *Tourism Geography*, 9(3), 234-253.
- Kalfa, V. R. (2018), Doğal kaynakların rekreasyonel amaçlı kullanımının ekonomik değerinin belirlenmesi: Pamukkale Örenyeri örneği. Adnan Menderes Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü, İşletme Anabilim Dalı, Doktora Tezi, Aydın, Türkiye.
- Kaya, G. (2010), Türkiye'de Çevresel Değer Belirleme Araştırmaları, Darboğazlar ve Öneriler, Ekoloji 2010 Sempozyumu, Ankara, Türkiye.
- Kerr, G. N. and S. R. Swaffield (2012), Identifying cultural service values of a small river in the agricultural landscape of Canterbury, New Zealand, using combined methods. *Society and Natural Resources*, 25, 1330-1339.
- Kılıç, B. (2019), Ekosistem Servislerinin değerlendirme yöntemleri kapsamında sulak alan servisleri değerlendirme yaklaşımları, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, Türkiye.
- Kubaş, A., İnan, İ.H., Hurma, H. and E. R. Erbay (2007), An Important role of local people to joining of wetland protection and analysis of contingent valuation methods. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 2(8), 352-358.
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Dorji, P., Thoennes, P. and K. Tshering (2013), An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosystem Services*, e11-e21.
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S. and P. Sutton (2017), The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosystem Services*, 289-301.
- Kuru, A. ve A. Tezer (2020), İçme suyu havzası koruma sınırlarının belirlenmesine yeni yöntem önerisi: Kırklareli barajı içme suyu havzası örneği. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 35(1), 519-536.
- Külekçi, M., ve R. Dönmez (2012), Trabzon İli Uzungöl Doğa Parkı'ndan Rekreasyonel ve Turizm Amaçlı Yararlanmanın Ekonomik Değerinin Belirlenmesi.10. Türkiye Tarım Ekonomisi Kongresi Bildiriler Kitabı, 5-7 Eylül, Erzurum, Türkiye.
- Lancaster, K. (1966), A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy* 74: 132-157.
- Martín-López, B. E., Gómez-Baggethun, J. A., González, P. L. and C. Lomas, Montes (2009), The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs. *Handbook of Nature Conservation*, Nova Publisher.
- MEA (2005), *Ecosystems and human well-being*. Washington, DC, Island Press.
- Morse-Jones, S., Luisetti, T., Turner, R. K. and B. Fisher, B. (2011), Ecosystem valuation: some principles and a partial application. *Environmetrics*, 22(5), 675-685.
- Ndung, J. (2009), Economic valuation of ecosystem services in the Shompole wetland, South Ewaso Nigiro river, Kenya. African Conservation Centre-Kenya, Hoarec, <www.hoarec.org/index.php/library/20?task=download&format=raw>
- Ojeda, M. I., Mayer, A. S. and B. D. Solomon (2008), Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecological Economics*, 65(1), 155-166.
- Ortaçşme, V., Özkan, B. and O. Karagüzel (2002), An estimation of the recreational use value of Kursunlu Waterfall Nature Park by the individual travel cost method. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 26(1), 57-62.
- Özdemir, E. (2006), Çevre Sorunlarının ekonomik niteliği bağlamında dışsallıkların ortadan kaldırılması. Ankara Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara, Türkiye.
- Öztürk, I., Kınacı, C., Ateş-Genceli, E., Özgün, H., Cüceloğlu, G., Çiçekalan, B. ve A. Özabalı-Sabuncugil (2020), Çevre ekonomisi ve tam maliyet esaslı tarife hesabı (El Kitabı, e-kitap), TBB Türkiye Belediyeler Birliği Yayın Serisi, Ankara, Türkiye.
- Pak, M. (2003), Orman kaynağından rekreasyon amaçlı yararlanmanın ekonomik değerinin tahmin edilmesi ve bu değer üzerinde etkili olan değişkenler üzerine bir araştırma (Doğu Akdeniz ve Doğu Karadeniz Bölgesi Orman İçi Dinlenme Yerleri Örneği), Doktora Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon, Türkiye.
- Parsons, G. R. (2003), *The travel cost model*. Kluwer Academic Publishers. Hollanda.
- Pearce, D. W. and R. K. Turner (1990), *Economics of natural resources and the environment*. Johns Hopkins University Press.
- Perez-Verdin, G., Sanjurjo-Rivera, E., Galicia, L., Hernandez-Diaz, J. C., Hernandez-Trejo, V. and M. A. Marquez-Linares (2016), Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services*, 21, 6-19.
- Pike, K., Wright, P., Wink, B. and S. Fletcher (2015), The assessment of cultural ecosystem services in the marine environment using Q methodology, *Journal of Coastal Conservation*, 19, 667-675.
- Povilanskas, R., Vadala, F. T., Armaitiene, A., Ehrlich, Ü. and A. Kundrotas (1998), Economic valuation as a tool in coastal conservation policy in Powai Lake in India: A Contingent Valuation Approach.<http://www.ceep-europe.org/workshop_files/workshop48_133.pdf>

Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

- Russell-Smith, J., Sangha, K. K., Costanza, R., Kubiszewski I. and A. Edwards (2018), Towards a sustainable, diversified land sector economy for North Australia. Sustainable Land Sector Development in Northern Australia, Taylor&Francis,
- Rosen, S. (1976), A theory of life earnings. The Journal of Political Economy, 84(4), 45–67.
- Sala, R., Oltra, C. and L. Gonçaves (2015), Attitudes towards urban air pollution: a Q methodology study. Psycology, 6(3), 359-385.
- Shivaprasad T. M. and H. M. Chandrashekar (2014), Impact of new forest policies on collection and marketing of minor forest produce in Karnataka, with Special reference to LAMPS. IOSR Journal of Humanities and Social Science, 19(11), 9-14.
- Shogren, J. (2013), Encyclopedia of energy, natural resource, and environmental economics. Newnes.
- Simpson, S., Brown, G., Peterson, A. and R. Johnstone (2016), Stakeholder perspectives for coastal ecosystem services and influences on value integration in policy. Ocean and Coastal Management, 126, 9-21.
- Spacek, J. and M. Antouskova (2013), Individual single-site travel cost model for czech paradise geopark, Acta Universitatis Agriculturae Et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 61(7), 2851-2858.
- Stephenson, W. (1935), Technique of factor analysis. Nature, 136, 297.
- Sutton, P. C., Anderson, S. J., Costanza, R. and I. Kubiszewski (2016), The ecological economics of land degradation: Impacts on ecosystem service values. Ecological Economics, 129, 182-192.
- Swaffield, S. R. and J. R. Fairweather (1996), Investigation of attitudes towards the effects of land use change using image editing and Q sort method. Landscape and Urban Planning, 35, 213-230.
- Tanner, M. K., Moity, N., Costa, M. T., Jarrin, J. R. M., Aburto-Oropeza, O. and P. Salinas-de-León (2019), Mangroves in the Galapagos: ecosystem services and their valuation. Ecological Economics, 160, 12-24.
- Tezer, A., Çetin, İ., Onur, A., Mentеше, E., Albayrak, İ. ve E. Cengiz (2015), Ömerli havzasında ekosistem servislerine dayalı bütünsel havza yönetim planının geliştirilmesi projesi, İstanbul Kalkınma Ajansı, İstanbul, Türkiye.
- Tezer, A., Uzun, O., Okay, N., Terzi, F., Karaçor E. K., Köylü, P., Kaya, M. Aydın, B., Türkay, Z., Kara, D. ve İ. Güler (2018), Ekosistem servislerine dayalı havza koruma alanları tanımlamasının önemi ve kapsamı: Düzce-Melen Havzası, Kentli Dergisi, 9(30), 58-61.
- Tıraş, H. H. (2012), Sürdürülebilir kalkınma ve çevre: Teorik bir inceleme. Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi, 2(2), 57-73.
- Tietenberg, T. H. and L. Lewis (2015), Environmental and natural resource economics, Tenth Edition, ISBN-10: 1292060794, Pearson Education, Inc.
- Tümay, A. (2005), Benefit analysis: Approach as a tool for sustainable management a case study in Köyceğiz Dalyan Watershed. İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul, Türkiye.
- Uzel, G. (2022), Uludağ dağ ekosisteminin kaynak ekonomisi açısından incelenmesi. Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Bursa, Türkiye.
- Wielgus, J., Gerber, L. R., Sala, E. and J. Bennett (2009), Including risk in stated-preference economic valuations: experiments on choices for marine recreation. Journal of Environment Management. 90(11),3401–3409.
- Yang, W., Chang, J., Xu, B., Peng, Y. and Y. Ge (2008), The ecosystem service value assessment for constructed wetlands: a case study in Hangzhou, China. Ecological Economics, 68(1),116-125.
- Yeni, O. (2014), Sürdürülebilirlik ve sürdürülebilir kalkınma: bir yazın taraması. Gazi Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi, 16(3), 181-208.
- Yılmaz, F. ve A. A. Koç (2018), Beydağları sahil milli parkı ekonomik değerinin seyahat maliyeti ve koşullu değerlendirme yöntemleri ile belirlenmesi. Akdeniz İİBF Dergisi, 18(38), 1-22.
- Zhu, L., Xiao, Y., Jing, L., Chen, Y., Hou, P. and J. Lian (2010), Evaluating social service value of wetlands in Beijing based on remote sensing and GIS, Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 25-30 July, ABD.
- Zivojinovic, I. and B. Wolfslehner (2015), Perceptions of urban forestry stakeholders about climate change adaptation – A Q-method application in Serbia. Urban Forestry and Urban Greening, 14, 1079–1087.

ARAŞTIRMA MAKALESİ

İstanbul Boğazı'nda Petrol Kirliliği Yayılımının Modellenmesi

Şehriban SAÇU¹, Olgay ŞEN², Tarkan ERDİK³, İzzet ÖZTÜRK⁴

Yazışma yazarı:
Şehriban SAÇU,
sacus@itu.edu.tr

Referans:

Saçu, Ş., Şen, O., Erdik, T., ve Öztürk, İ., (2023), İstanbul Boğazı'nda Petrol Kirliliği Yayılımının Modellenmesi, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24, (1) 17–24.

Makale Gönderimi : 07 KASIM 2022
Online Kabul : 28 ŞUBAT 2023
Online Basım : 09 MART 2023

¹İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-9404-8424

²İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID:0000-0003-2545-3746

³İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID:0000-0002-4003-5510

⁴İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID:0000-0002-8274-5326

Özet İstanbul Boğazı, Karadeniz ve Marmara Denizi'ni birbirine bağlayan doğal bir su yoludur. Boğaz, Karadeniz ülkelerinin açık denizlere erişimini sağlayan tek deniz yoludur. Bu nedenle, Boğaz'da oldukça yoğun bir gemi trafiği söz konusudur. Yılda ortalama 50.000 araç Boğaz'dan geçmekte olup bunun beşte birini tehlikeli yük taşıyan kargo gemileri oluşturmaktadır. Yakın geçmişte Boğaz'da birkaç gemi kazası meydana gelmiş ve dökülen petrol deniz ekosistemleri, kıyı yapıları ve sosyo-ekonomik hayatta olumsuz etkilere yol açmıştır. Tanker kazalarından meydana gelebilecek zararları minimize etmek için, acil müdahale planlarının hazırlanması ve etkin bir şekilde uygulanması önem taşımaktadır. Bu çalışmamızda 3-boyutlu hidrodinamik model ve taşıyım modeli kullanılarak, İstanbul Boğazı kuzey girişinden denize verilen petrol hidrokarbonu kirleticisinin Boğaz'daki yayılımı simüle edilmiştir. Bu kapsamda hafif ham petrol (API 35) ve ağır petrol (API 12) olmak üzere farklı özellikteki iki petrol ürününün modellenmesi gerçekleştirilmiştir. Modelleme sonuçları, İstanbul Boğazı kuzey girişinden ani noktasal kaynak olarak deşarj edilen petrol hidrokarbonlarının her iki kıyı boyunca Boğaz'daki ekosistem, su kalitesi ve kıyı yapılarını önemli derecede etkileme potansiyeli olduğunu göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: İstanbul Boğazı, petrol kirlilik modeli, hidrodinamik

Oil Spill Modeling In The Bosphorus

Abstract. The Bosphorus is a natural waterway that connects the Black Sea and the Marmara Sea. It is the only maritime route, providing passage for Black Sea countries to open seas. Thus, it has a heavy maritime traffic, transmitting about 50.000 vessels per year where one-fifth carry dangerous and hazardous cargo. Besides vessel traffic, it has a distinguished geometry and hydrodynamics which make shipping more difficult. In the past, several large oil spill accidents occurred and resulted in damages to the marine ecosystem and socio-economics life in Istanbul metropolitan city. In this study, we performed a 3D hydrodynamic model and coupled it with a particle tracking model to simulate oil spill trajectories. The simulations were carried for two types of oil representing different characteristics as light fuel oil (API 35) and heavy crude oil (API 12). Simulation results reveal that an oil spill event that would take place in the northern Bosphorus could affect coasts along both sides of the Bosphorus and damage water quality, ecosystem, and coastal structures.

Keywords: Bosphorus, oil spill modeling, hydrodynamics

1. Giriş

Petrol tankeri kazaları hem sucul yaşam hem de kıyı topluluklarının sosyo-ekonomik yaşamı üzerinde olumsuz sonuçları dolayısıyla en riskli ve tehlikeli kirlenme kaynakları arasında yer almaktadır. Çevresel restorasyonun uzun yıllar sürebileceği ve etkilenen bölgelerde sosyo-ekonomik faaliyetlerin ciddi oranda olumsuz etkileneceği göz önünde bulundurulduğunda, petrol kirliliği oluşumunu ve olumsuz etkilerini en aza indirecek stratejiler geliştirmek büyük önem taşımaktadır. Bu amaçla, acil müdahale planları, kaza anında etkin müdahale (petrol akışının ve yayılımının kontrol altına alınması ve temizlenmesi) yapılması açısından son derece önemlidir (Fingas, 2016).

Sayısal modeller, petrolün bozunma süreçleri ve yayılımını tahmin ederek karar verici makamların müdahale planları için önemli bir bilgi kaynağı sağlamaktadır. Petrol kirliliği yayılımının tahmini için çeşitli farklı modeller (GNOME, OILMAP, OSCAR, SIMAP, MEDSLIK, Delft3D-PART, vb.) kullanılmaktadır. Bu modeller çevresel koşulları (akıntılar, rüzgâr, dalgalar, sıcaklık vb.) ve dökülen ürünün fiziksel ve kimyasal özelliklerini kullanarak, petrolün yayılımını ve bozunumunu tahmin ederler. Bu modeller petrolün fiziksel ve kimyasal davranışları ile ilgili bazı kabullere dayandığı için tahminlerde bazı belirsizlikler söz konusudur. Aynı zamanda girdi olarak kullanılan veriler de tahminlerdeki belirsizliğin bir diğer nedenini oluşturmaktadır. Bu belirsizlik problemiyle başa çıkabilmek için probabilistik veya stokastik yaklaşımlar kullanılabilmektedir. Stokastik veya probabilistik yaklaşımlar daha çok planlama çalışmalarında kullanılmaktadır. Belirli bir olay için ise yaşanan olaya ait petrol damlacıklarının yörüngeleri tahmin edilerek, petrol yayılımının nasıl engellenebileceği/giderilebileceği konusunda yardımcı bilgi sağlanmaktadır. Bu metod literatürde deterministik yaklaşım olarak anılmaktadır (Abascal vd., 2010; Goldman vd., 2015; Al Shami vd., 2017; Nelson ve Grubestic, 2017; Amir-Heidari vd., 2019; Amir-Heidari ve Raie, 2018; Chiri vd., 2020).

İstanbul Boğazı, Karadeniz'i Marmara Denizi'ne dolayısıyla Akdeniz'e bağlayan dar ve uzun bir su yoludur. Karadeniz ülkelerini açık denizlere bağlayan tek deniz yolu olması nedeniyle yoğun bir deniz trafiğine sahiptir. Resmi kayıtlara göre (Türkiye Cumhuriyeti Denizcilik Genel Müdürlüğü, 2017) İstanbul Boğazı'ndan yılda 50.000 gemi geçmektedir ve bunların beşte biri tehlikeli yük taşıyan tankerlerdir (Şekil 1). İstanbul Boğazı'nın karmaşık geometrisi ve hidrodinamik koşulları, yoğun deniz trafiği Boğaz'da gemilerin seyirini zorlaştırmaktadır. Boğaz'da meydana gelen ortalama deniz kazası sayısı 2004-2014 yılları arasında 24 iken son beş yılda 16'ya düşmüştür. Son yıllarda kaza sayısı azalsa da geçmişte meydana gelen kazalar neticesinde deniz ekosistemine ciddi zararlar veren beş büyük petrol sızıntısı yaşanmıştır. M/T Independenta tankeri ile M/V Evriali gemisi arasında gerçekleşen çarpışma, Boğaz'daki en büyük ve dünyada ise en büyük 13. kazadır. Yaklaşık 93.800 ton ham petrol Boğaz'a dökülerek haftalarca yanmış ve sucul yaşama zarar vermiştir, bunun yanı sıra kaza 43 mürettebatın da ölümüne neden olmuştur (Öztürk ve diğerleri 2001; Birpınar ve diğerleri, 2009). Bu tür kazalarda etkin ve doğru müdahale yapılması, olumsuz etkilerin azaltılması bakımından büyük önem taşımaktadır.

Bu çalışmada, Boğaz'daki mekânsal ve zamansal akıntı hızlarını elde etmek için Delft3D-Flow yazılımı kullanılarak 3 boyutlu bir hidrodinamik model yapılandırılmıştır. Elde edilen akıntı hızları, petrol yayılım modeline girdi teşkil etmiştir. Petrol yayılım modelinin çıktıları kullanılarak deterministik bir yaklaşımla

Boğaz'da meydana gelecek bir kaza sonucu sızan petrolün nasıl yayılım göstereceği hesaplanmıştır. Petrol yayılımı iki petrol tipi için modellenmiştir, böylelikle petrol özelliklerinin yayılım üzerindeki etkisi de incelenmiştir.

2. Veri ve Çalışma Alanı

İstanbul Boğazı, Karadeniz girişinde yaklaşık 3,6 km, Marmara Denizi çıkışında ise 3,2 km genişliğe sahiptir. En dar kısımda ise 0,7 km genişliğindedir. Boğaz'da su derinliği 30 m ile 110 m arasında değişmektedir. Boğaz, kanal şeklindeki ve genişliğindeki ani değişikliklerin yanı sıra karmaşık batimetrisi ile de kendine özgü geometrik özellikler sergilemektedir. Boğaz'daki ilk dönüş 3,6 km genişliği ile Boğaz'ın en geniş bölgesi olan Çayırbaşı ile Beykoz limanı arasındadır. İkinci dönüş Yeniköy ve İncirköy kıyıları arasında yer alır ve yaklaşık 2,2 km genişliğe sahiptir. Bu dönüşten sonra ise Boğaz daralır ve Kandilli ile Bebek arasında keskin bir dönüşle en dar kesite ulaşır. Boğaz, Marmara Denizi çıkışına yakın ani bir açıklıkla sona ermektedir (Şekil 2).

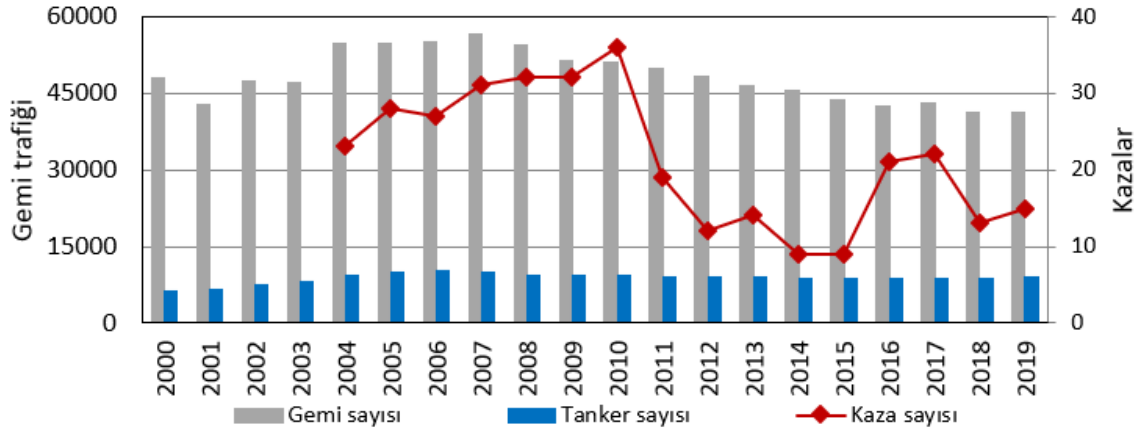
İstanbul Boğazı iki tabakalı bir akım yapısına sahiptir. Alt tabakada, yüksek yoğunluklu ve sıcak Akdeniz suları Karadeniz'e taşınırken, üst tabakada ise daha düşük yoğunluklu ve soğuk Karadeniz suları Marmara Denizi'ne ve oradan Ege Denizi'ne taşınmaktadır. Karadeniz ve Marmara Denizi arasındaki yaklaşık 20 cm olan su seviyesi farkı, güneye doğru akan bir üst tabaka akıntısı oluşumuna sebebiyet vermektedir. Kuzeye doğru olan alt tabaka akıntısı ise Marmara Denizi'ndeki su yoğunluğunun daha yüksek olmasından (büyük ölçüde yüksek tuzluluk nedeniyle) kaynaklanmaktadır. Üst katmanın tuzluluğu Boğaz'ın Karadeniz girişinde 18 ppt iken, Marmara Denizi çıkışında alt ve üst tabaka arasında meydana gelen karışmadan ötürü 23-25 ppt değerlerine çıkmaktadır. Alt tabaka tuzluluğu Marmara Denizi girişinde yaklaşık 38 ppt iken Karadeniz çıkışında 33 ppt değerine düşmektedir. Boğaz'daki iki tabakalı akım yapısı, şiddetli meteorolojik koşullar altında değişkenlik gösterebilmektedir. Genellikle Ekim ve Nisan ayları arasında meydana gelen şiddetli güneyli rüzgarlar üst tabaka akımını yavaşlatmakta, bloke etmekte hatta tersine çevirebilmektedir. Aynı dönemlerde meydana gelen şiddetli kuzeyden esen rüzgarlar ise üst tabaka akımını hızlandırmaktadır. Rüzgârın esme süresi ve şiddetine göre alt tabaka akımı bloke olabilmekte hatta akım yönü tersine dönebilmektedir (Oğuz vd. 1990; Özsoy vd., 1998; Oğuz, 2005; Stanev vd., 2017; Erdik vd., 2018; Erdik vd., 2019; Saçu vd., 2020a; Saçu vd., 2020b).

3. Yöntem

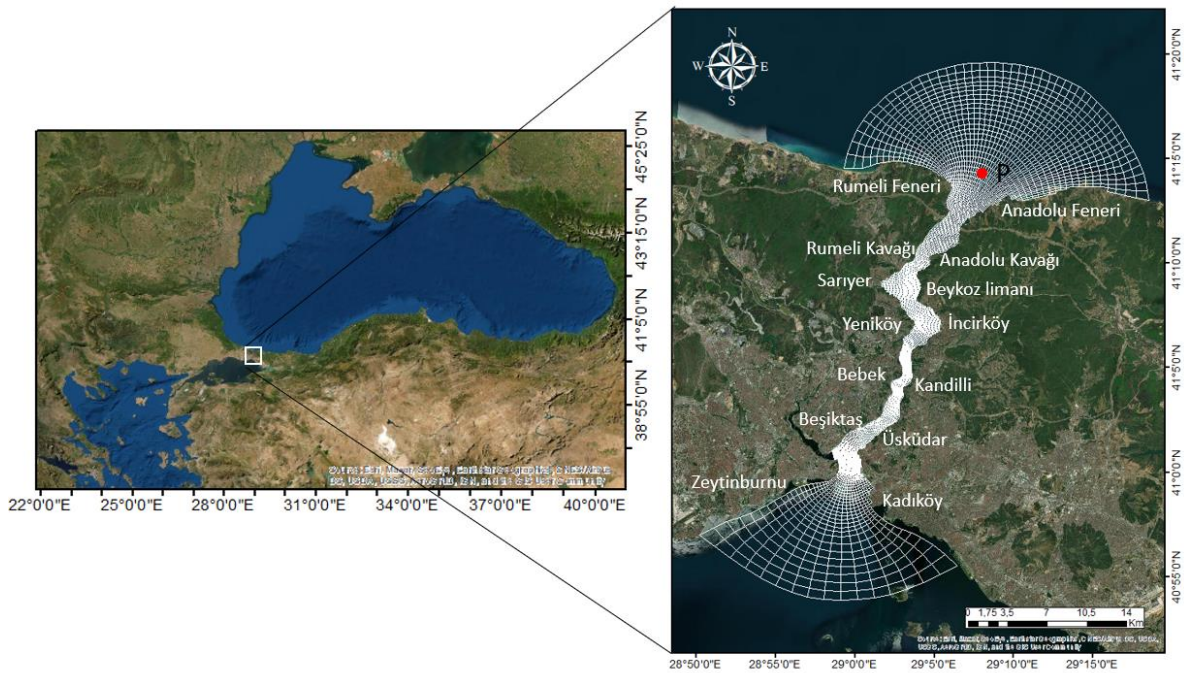
3.1. Hidrodinamik model

Bu çalışmada, hidrodinamik simülasyonlar Delft3D-Flow yazılımı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Delft3D-Flow nehirler, halicler, göller, lagünler, sığ denizler ve kıyı bölgeleri için 3-boyutlu çözümler sağlamak üzere geliştirilmiştir. Model sıkıştırılmaz serbest yüzeyli akımlar için 3 boyutlu Navier Stokes denklemlerinden türetilen sığ su denklemlerini çözmektedir (Deltares, 2013a).

Model alanı, 40.85-41.30 Kuzey enlemleri ve 28.08-29.31 Doğu boylamları arasında yer almaktadır. Model hesap ağı yatayda eğrisel yapıda olup 7317 elemandan oluşmaktadır. Yatayda hesap ağı çözünürlüğü Boğaz içerisinde 40 m ile 100 m arasında değişmektedir. Hesap ağı düşeyde z-grid yapısında olup 20 tabakadan oluşmaktadır. (Şekil 2). Modelde açık sınır koşulu için, saatlik su seviyesi ölçümleri ve aylık tuzluluk ve sıcaklık ölçümleri tanımlanmıştır. Meteorolojik girdi olarak ise saatlik rüzgâr ölçümleri kullanılmıştır (Saçu vd., 2021).



Şekil 1. İstanbul Boğazı'ndan yıllara göre geçen gemi trafiği sayısı ve gerçekleşen kaza sayıları (kırmızı çizgi). Gri sütunlar toplam gemi sayısını, maviler ise tanker sayısını göstermektedir (Türkiye Cumhuriyeti Denizcilik Genel Müdürlüğü, 2017).



Şekil 2: İstanbul Boğazı'nın plan görüntüsü. Yakınlaştırılmış görüntüdeki beyaz çizgiler hesaplama elemanlarını, kırmızı nokta ise petrol yayılımı simülasyonlarında kullanılan kaza noktasını göstermektedir.

3.2. Petrol yayılım modeli

Petrol yayılımını simüle edebilmek amacıyla Delft3D-Part modeli kullanılmıştır. Model, petrol damlacıklarının taşınımını ve buharlaşma, dispersiyon, emülsifikasyon, kıyıya veya deniz tabanına yapışma gibi bozulma süreçlerini (weathering process) hesaplar (Deltares, 2013b). Model Lagrange parçacık izleme (Lagrangian particle tracking) metodunu uygulamaktadır. Petrol damlacıkları küçük parçacıklara ayrılarak bunların hareketi ve davranışı hesaplanmaktadır. Simülasyonlar toplamda 5000 ton petrolün beş saat boyunca sürekli olarak denize verildiği (yayıldığı) bir kaza senaryosu için gerçekleştirilmiştir. Simülasyonlarda 24 saatlik bir süre boyunca parçacık yörüngeleri ve bozulma süreçleri her 10 dakikada bir hesaplanmıştır. Dökülen petrol miktarının kaç adet Lagrange parçacığına ayrılacağını belirlemek için hassasiyet çalışması yapılmıştır. Petrol miktarı farklı sayılarda parçacıklara bölünerek (10, 100, 500 ve 1000 adet) simülasyonlar çalıştırılmıştır. Çıkan sonuçlar neticesinde 100 adetten fazla sayıda parçacık kullanımının yörünge ve bozulma süreçlerinde herhangi bir farklılığa yol açmadığı saptanmıştır. Bu nedenle hesaplamalarda dökülen petrolün 100 adet parçacığa bölünmesinin yeterli olacağı sonucuna varılmıştır.

Dökülen petrol miktarı 100 Lagrange parçacığına ayrılmıştır.

Parçacık sayısının belirlenmesi hassasiyet çalışması sonucunda kararlaştırılmıştır. Farklı sayılarda parçacıklar kullanılarak (10, 100, 500 ve 1000 gibi) yapılan simülasyonlarda 100'den fazla sayıda parçacık kullanımının sonuçlarda herhangi bir farklılığa yol açmadığı görülmüştür.

3.3. Senaryolar

Hidrodinamik model, Boğaz'ın sürekli olarak iki katmanlı bir akış yapısına sahip olduğu Temmuz 2005 ayı için çalıştırılmıştır. Modelin akıntı hızları, Boğaz'ın güney çıkışına yakın bir noktada ölçülen saatlik akıntı hızları ile kalibre edilmiştir (Saçu vd., 2021). Temmuz dönemindeki akım yapısı, bloke akım, tek yönlü akım durumlarının görüldüğü kış aylarına göre daha kararlı bir yapı sergilemektedir. Petrol yayılımı büyük ölçüde üst tabakadaki yüzeye yakın akıntı hızlarından etkilenecektir. Dolayısıyla yüzeye yakın akıntı hızlarında meydana gelecek değişikliklerin petrol yayılımını önemli ölçüde etkilemesi beklenir. Bu nedenle yüzey akıntı hızlarında değişkenliğin görece daha az olduğu ve tipik iki tabakalı akım yapısının görüldüğü temmuz ayındaki bir gün için petrol yayılımı senaryoları çalıştırılmıştır. Şekil 3'te senaryoların çalıştırılacağı gün için, akıntı hızı vektörleri verilmiştir. Boğaz'ın kuzey girişi yakınlarında hız 0,25 m/s iken güney çıkışta bu hız

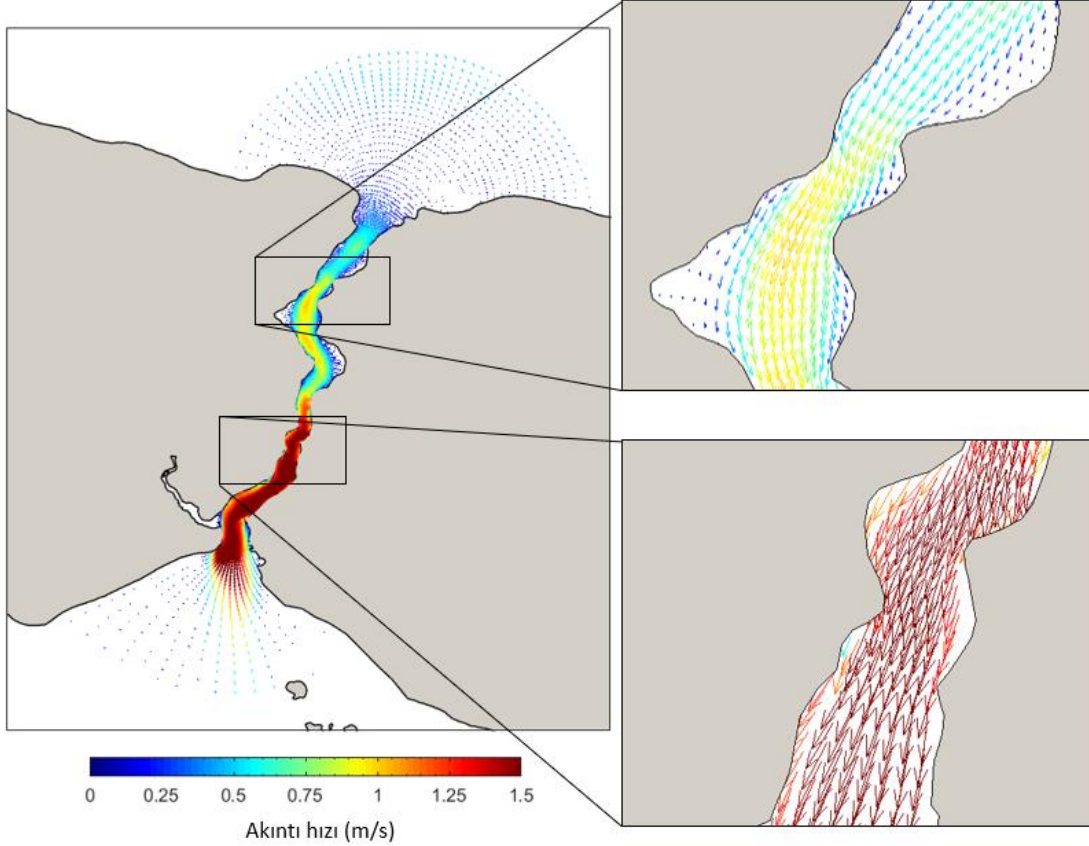
Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

1,60 m/s değerine kadar yükselmektedir. Bu tarihteki rüzgâr ise ortalama 6 m/s hızla kuzeyden esmektedir. Akıntı hızlarının oldukça yüksek olması, rüzgârın petrol yayılımı üzerindeki etkisini önemli derecede düşürmektedir.

Petrol yayılımı simülasyonlarında kullanılmak üzere iki farklı tip petrol seçilmiştir. Bunlar; (a) hafif petrol (light crude oil, API 35), (b) ağır petroldür (heavy fuel oil, API 12). Ham petrolün viskozitesi 50 mPa.s olup, buharlaşma oranı ise 0,4 L/gün'dür. Ağır petrolün

ise akışkanlığı az olup viskozitesi 1500 mPa.s, buharlaşma oranı ise 0,05 L/gün'dür. Ağır petrol için ayrıca, modelin kıyı ve deniz tabanına yapışabilme özelliği aktif hale getirilmiştir.

Kaza noktası (yeri) olarak Boğaz'ın kuzey çıkışına yakın bir nokta seçilmiştir (Şekil 2'de kırmızı nokta ile gösterilen yer), böylelikle petrolün akıntı etkisiyle Boğaz boyunca gerçekleşecek yayılımı belirlenebilecektir.



Şekil 3: Hidrodinamik model akıntı hızları.

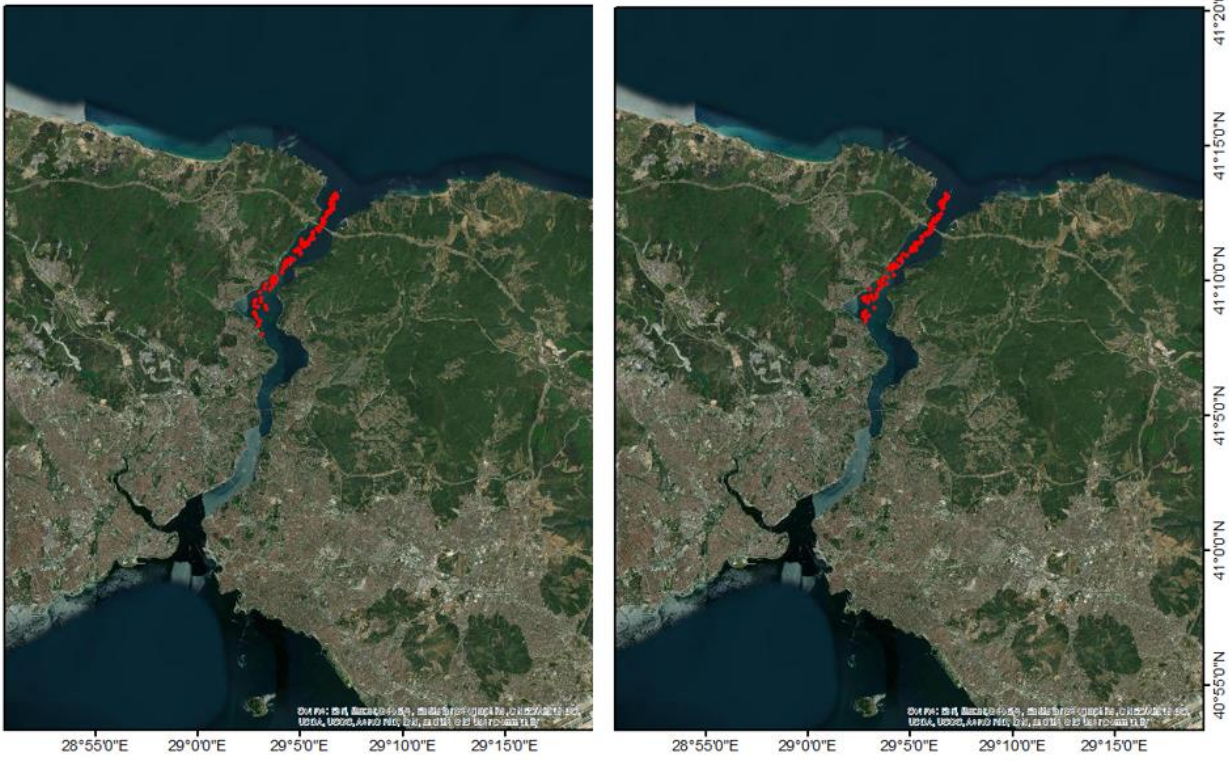
4. Sonuçlar

İstanbul Boğazı'nda meydana gelebilecek bir petrol kirliliği 3 boyutlu hidrodinamik modelden elde edilen akıntı hızlarına göre simüle edilmiş ve su yüzeyine dökülen petrolün 24 saatlik bir süre boyunca yapacağı hareket gözlemlenmiştir. Sonuçlar kazadan 6, 12, 18 ve 24 saat sonraki petrol damlacıklarının yayılımını vermektedir (Şekil 4, 5, 6, ve 7).

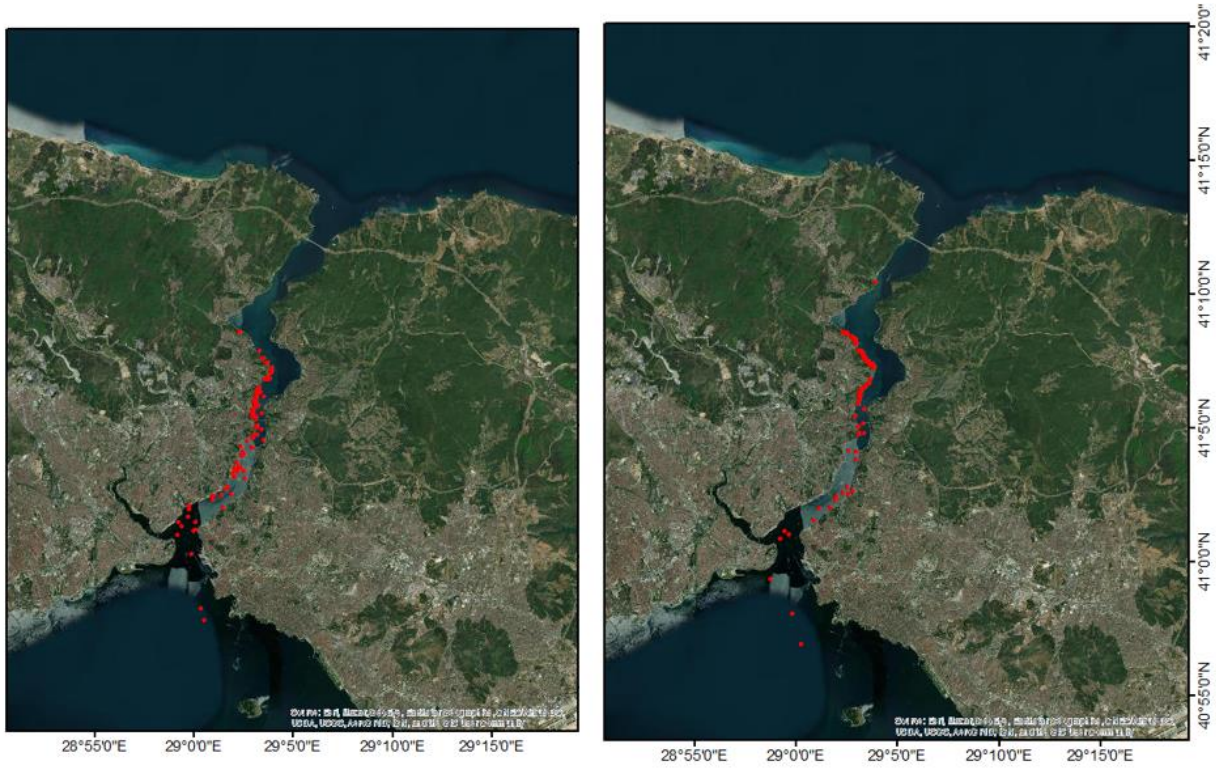
Simülasyon sonuçlarına göre, 6 saat sonunda petrol damlacıkları Boğaz'ın kuzey girişinden güneye doğru yayılım göstermiştir. Her iki petrol tipinde de kirlilik batı kıyıları boyunca yayılım gösterip Sarıyer kıyılarına kadar ulaşmıştır (Şekil 4). Boğaz'ın güney kısımlarında kuzeye göre akıntı hızlarının daha yüksek olması yayılımın hız kazanmasına sebebiyet verecektir. Bu nedenle ilk 6 saatlik sürede bariyerlerin kullanılması, kirliliğin uzun bir kıyı şeridi boyunca yayılmasını engellemek açısından oldukça önemlidir. Kazadan 12 saat sonra, kirlilik Boğaz'ın güney çıkışına kadar varmaktadır. Hafif petrol olması durumunda batı kıyıları kirlenmeye devam etmektedir, ağır petrolde ise doğu kıyıları da kirliliğe maruz kalmaktadır. Ağır petrolün yapışkanlık özelliğinin fazla olması nedeniyle, petrol damlacıklarının bir kısmı Sarıyer kıyılarında kalmaya devam etmiştir (Şekil 5). Kazadan 18 saat sonra, hafif petrolün büyük bir kısmı Boğaz'ın güney çıkışına varmış ve Marmara Denizi'ne doğru yayılım göstermiştir. Ağır

petrol ise kıyılara yapışma özelliği nedeniyle daha az yayılım göstermiştir. Kirliliğin önemli bir kısmı Sarıyer ve Bebek kıyıları arasında kalmıştır. Az miktarda kirlilik ise Üsküdar ve Beşiktaş kıyılarına ulaşmıştır. Geri kalan damlacıklar ise Marmara Denizi'ne doğru ilerlemiştir. Kazadan 24 saat sonra hafif petrolün tamamına yakını Marmara Denizi'ne yayılmıştır. Ağır petrolün ise önemli bir miktarı kıyılarda kalmaya devam etmiş, geri kalan az bir kısmı da Marmara Denizi'ne ulaşmıştır.

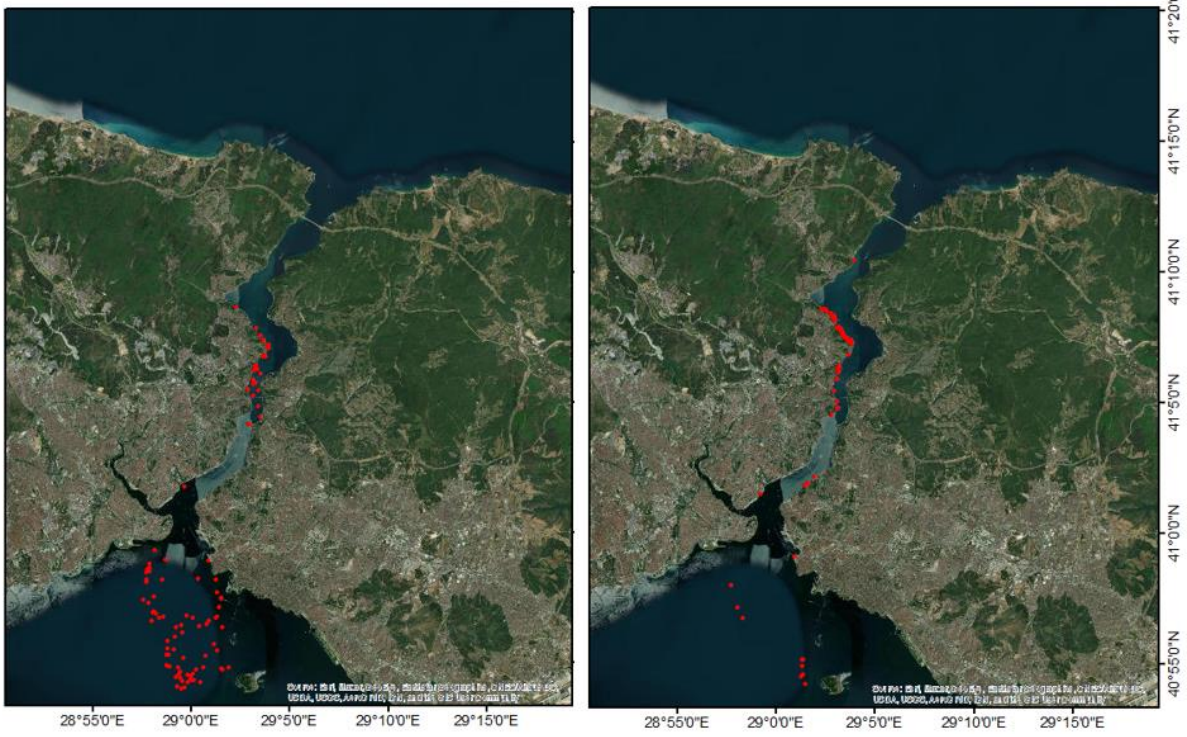
Simülasyonlardan elde edilen bozulma süreçleri Şekil 8'de verilmiştir. İki petrol için oldukça farklı fiziksel özelliklerin kullanılması bozulma süreçlerinde de büyük farklılıklar görülmesine yol açmıştır. Kazadan 6 saat sonra bütün petrolün dökülmesiyle beraber yüzen petrol toplam petrol miktarına eşit olmuştur. Sonrasında yüzen petrol miktarı iki tip için de azalmış ve 24 saatin sonunda yaklaşık %0 değerine düşmüştür. Hafif petrolde dökülen kirliliğin yaklaşık %20 kadarı buharlaşmıştır. Kalan kısmı ise model alanının dışına (Marmara Denizi'ne) yayılmıştır. Bu nedenle Şekil 8a'da model alanı içerisindeki toplam kirlilik yüzdesi buharlaşmadan bağımsız olarak azalmaya devam etmiştir. Ağır petrolde ise düşük buharlaşma özelliği nedeniyle buharlaşma miktarı 24 saatin sonunda ancak %2 gibi oldukça küçük bir değere ulaşabilmiştir. Ağır petrolde dökülen petrolün büyük bir kısmı (yaklaşık %80) kıyılara yapışmıştır, yaklaşık %20 kadarı da Marmara Denizi'ne ulaşmıştır.



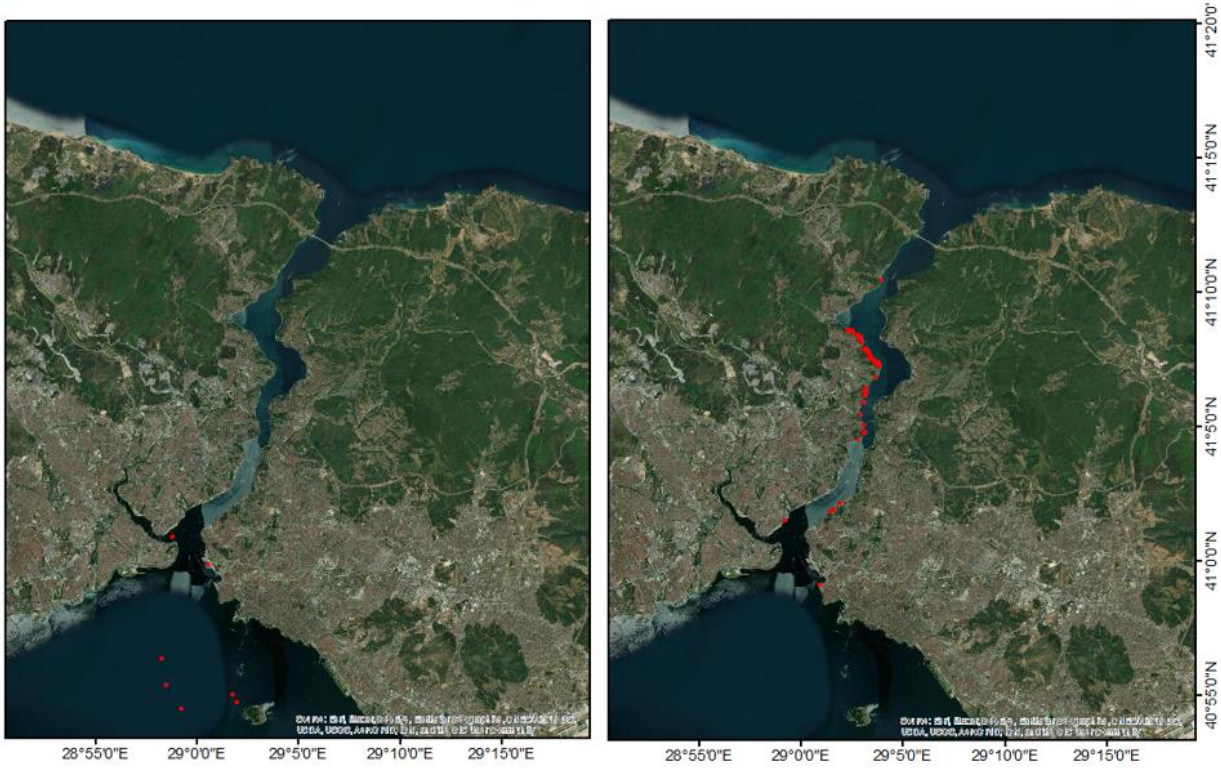
Şekil 4: Kaza başlangıcından 6 saat sonra hafif petrol (sol) ve ağır petrol (sağ) damlacıklarının yayılımı.



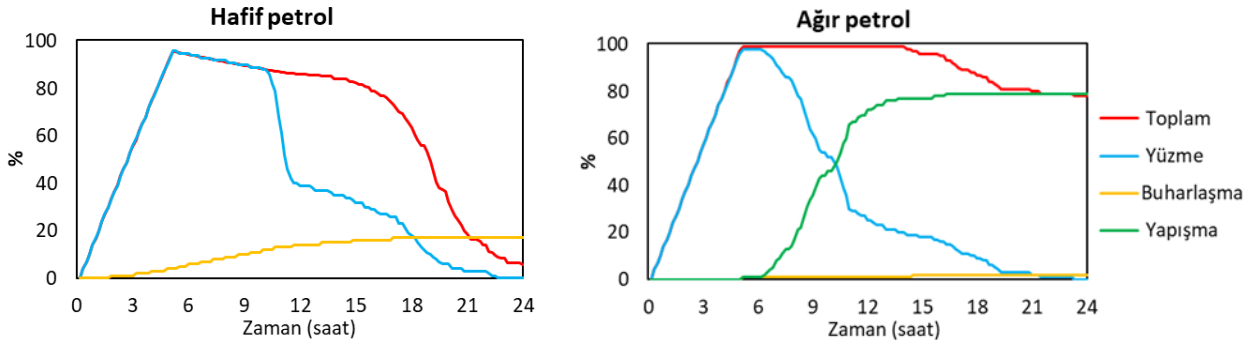
Şekil 5: Kaza başlangıcından 12 saat sonra hafif petrol (sol) ve ağır petrol (sağ) damlacıklarının yayılımı.



Şekil 6: Kaza başlangıcından 18 saat sonra hafif petrol (sol) ve ağır petrol (sağ) damlacıklarının yayılımı.



Şekil 7: Kaza başlangıcından 24 saat sonra hafif petrol (sol) ve ağır petrol (sağ) damlacıklarının yayılımı.



Şekil 8: Simülasyonlarda kullanılan hafif petrolün (sol) ve ağır petrolün (b) bozulma süreçlerinin zamanla değişimi. Değerler toplam kütle kütle yüzdesi olarak verilmiştir. Kırmızı çizgi model alanı içerisindeki toplam kütle, mavi çizgi yüzen kütle, sarı çizgi buharlaşma kütle ve yeşil çizgi yapışan kütle temsil etmektedir.

5. Değerlendirme

Bu çalışmada, olası bir gemi kazasında dökülen petrolün İstanbul Boğazı boyunca nasıl bir yayılım gösterebileceği incelenmiştir. Bu amaçla, Boğaz'ın 3 boyutlu bir sayısal hidrodinamik modeli kurulmuştur. Bu modelin çıktıları petrol yayılımını simüle etmek amacıyla bir petrol yayılım modeline aktarılmış ve petrol parçacıklarının yayımları ve bozulma süreçleri simüle edilmiştir. Bunun için farklı özelliklerde iki tip petrol kullanılmıştır. Simülasyon sonuçlarına göre, en çok batı kıyıları kirliliğe maruz kalmaktadır. Kazanın başlangıcından sonraki 6 saat içerisinde önlemlerin alınması kirliliğin yayılımını önlemek açısından önemlidir. Yayılım önlenmediği takdirde hafif petrolün büyük bir kısmı Marmara Denizi'ne doğru yayılacaktır. Ağır petrolde ise kirliliğin büyük bir kısmı (%70) Sarıyer ve Bebek arasındaki kıyı şeridinde yapışacak, kalan miktarın ise bir kısmı (%20) Marmara Denizi'ne ulaşacaktır. Bu çalışmanın sonuçları tekil bir senaryo için elde edilmiştir, dolayısıyla meydana gelecek bir kazada petrolün yayılımı daha farklı olabilir. Bunun için çalışmadaki veriler uygun biçimde güncellenerek herhangi bir kaza anında petrolün Boğaz boyunca yayılımı tahmin edilebilir ve böylelikle etkin bir müdahale için alınacak tedbirler daha iyi ve doğru biçimde planlanabilir.

6. Teşekkür ve Bilgi

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

7. Kaynaklar

Abascal, A. J., Castanedo, S., Medina, R., & Liste, M. (2010). Analysis of the reliability of a statistical oil spill response model. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2099-2110.

Akten, N. (2004). The Bosphorus: Growth of oil shipping and marine casualties. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 10(3), 209-232.

Al Shami, A., Harik, G., Alameddine, I., Bruschi, D., Garcia, D. A., & El-Fadel, M. (2017). Risk assessment of oil spills along the Mediterranean coast: A sensitivity analysis of the choice of hazard quantification. *Science of the Total Environment*, 574, 234-245.

Amir-Heidari, P., & Raie, M. (2018). Probabilistic risk assessment of oil spill from offshore oil wells in Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 136, 291-299.

Amir-Heidari, P., Arneborg, L., Lindgren, J. F., Lindhe, A., Rosén, L., Raie, M., ... & Hassellöv, I. M. (2019). A state-of-the-art model for spatial and stochastic oil spill risk assessment: A case study of oil spill from a shipwreck. *Environment international*, 126, 309-320.

Birpınar, M. E., Talu, G. F., & Gönençgil, B. (2009). Environmental effects of maritime traffic on the Istanbul Strait. *Environmental monitoring and assessment*, 152(1), 13-23.

Chiri, H., Abascal, A. J., & Castanedo, S. (2020). Deep oil spill hazard assessment based on spatio-temporal met-ocean patterns. *Marine pollution bulletin*, 154, 111123.

Deltares, D. (2013a). *Delft3D-FLOW user manual*.

Deltares, D. (2013b). *Delft3D-PART user manual*.

Erdik, T., Şen, O., & Öztürk, İ. (2019). 3D numerical modeling of exchange flows in golden horn estuary. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 145(5), 04019018.

Erdik, T., Şen, O., Erdik, J. D., & Öztürk, İ. (2018). Long-term 3D hydrodynamic modeling and water surface statistics in Marmara Sea. *Marine Geodesy*, 41(2), 126-143.

Fingas, M. (2016). *Oil spill science and technology*. Gulf professional publishing.

Goldman, R., Biton, E., Brokovich, E., Kark, S., & Levin, N. (2015). Oil spill contamination probability in the southeastern Levantine basin. *Marine pollution bulletin*, 91(1), 347-356.

Nelson, J. R., & Grubestic, T. H. (2017). A repeated sampling method for oil spill impact uncertainty and interpolation. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 22, 420-430.

Oguz, T. (2005). Hydraulic adjustments of the Bosphorus exchange flow. *Geophysical research letters*, 32(6).

Oguz, T., Özsoy, E., Latif, M. A., Sur, H. I., & Ünlüata, Ü. (1990). Modeling of hydraulically controlled exchange flow in the Bosphorus Strait. *Journal of Physical Oceanography*, 20(7), 945-965.

Ozsoy, E., Latif, M. A., Besiktepe, S. T., Cetin, N., Gregg, M. C., Belokopytov, V., ... & Diaconu, V. (1998). The Bosphorus Strait: exchange fluxes, currents and sea-level changes.

Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

- Öztürk, B., Öztürk, A. A., & Algan, N. (2001). Ship originated pollution in the Turkish Straits System. In Proc. Int. Symp. on Regional Seas, Tudav Publication, İstanbul (pp. 86-94).
- Türkiye Cumhuriyeti Denizcilik Genel Müdürlüğü, 2017. <https://denizcilikistatistikleri.uab.gov.tr> (Erişim 6 Mayıs 2021).
- Saçu, Ş., Erdik, T., Stanev, E. V., Şen, O., Erdik, J. D., & Öztürk, İ. (2020). Hydrodynamics of Canal İstanbul and its impact in the northern Sea of Marmara under extreme conditions. *Ocean Dynamics*, 70(6), 745-758.
- Saçu, Ş., Erdik, T., & Şen, O. (2020b). Salinity Distribution at Canal İstanbul and Its Possible Impacts on the Northern Marmara Sea. *China Ocean Engineering*, 34(6), 881-888.
- Saçu, Ş., Şen, O., & Erdik, T. (2021). A stochastic assessment for oil contamination probability: A case study of the Bosphorus. *Ocean Engineering*, 231, 109064.
- Stanev, E. V., Grashorn, S., & Zhang, Y. J. (2017). Cascading ocean basins: numerical simulations of the circulation and interbasin exchange in the Azov-Black-Marmara-Mediterranean Seas system. *Ocean Dynamics*, 67(8), 1003-1025.

ARAŞTIRMA MAKALESİ

En İyi Yönetim Uygulamalarının Pestisit Kirliliğinin Kontrolünde Kullanımı

Fatma Nihan DOĞAN¹, Mahmut Ekrem KARPUZCU²

Yazışma yazarı:
F.Nihan DOĞAN,
doganf15@itu.edu.tr

¹İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-6245-9621

²İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-6832-2151

Referans:

Doğan, F.N. ve Karpuzcu, M.E., (2023), En İyi Yönetim Uygulamalarının Pestisit Kirliliğinin Kontrolünde Kullanımı, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24, (1) 25–31.

Makale Gönderimi: 23 OCAK 2023
Online Kabul : 02 NSAN 2023
Online Basım : 18 NİSAN 2023

Özet Su Havzaları'nda gerçekleştirilen tarımsal faaliyetler havzadaki su kalitesi açısından ciddi bir risk oluşturmaktadır. Kontrolsüz ve aşırı pestisit kullanımı ile tarım alanlarından özellikle yüzeysel akış ile Su Havzaları ve drenaj ağına pestisit taşınımı gerçekleşmektedir. Havzadan su kaynaklarına taşınan kirleticilerin kontrolünü içeren En İyi Yönetim Uygulamaları (EİYU) kaynağında azaltma, tarım alanları ile su kaynakları arasında önlemler olarak kirleticilerin su kaynaklarına ulaşmasını engelleme ve kirlenen suların ihyası gibi yapısal ve yapısal olmayan yöntemler ile havzadaki su kalitesinin iyileştirilmesine yardımcı olur. Bu amaçla İstanbul'daki bir su havzasında (AV01) yapısal EİYU'lardan filtre şerit uygulaması ile yapısal olmayan EİYU'lardan pestisit kullanımının azaltılması ve sonlandırılması yöntemleri SWAT (Soil and Water Assessment Tool) modeli ile simüle edilerek havzadaki pestisit yüküne etkisi araştırılmıştır. Modellenen chlorpyrifos ve fenpropimorph pestisitleri için, 1, 5 ve 25 metrelik filtre şerit genişliklerinde tutulum verimleri incelenmiştir. 1 m genişlikte filtre şerit uygulamasında %36, 5 metrede %59 ve 25 metrede %95 tutulum sağlanmıştır. 1 metre filtre şerit uygulaması ile %20 pestisit kullanım azaltımına gidildiğinde nehir ağına taşınan pestisit miktarında %49'luk bir azalma görülmüştür. Pestisit kullanımı tamamen sonlandırıldığında, incelenen havzadan gelen pestisit kirliliğinin 3-4 yıllık süreçte sonlanacağı sonucuna varılmıştır. Bu çalışma ile SWAT modeli EİYU yeterliliği açısından incelenmiş, EİYU süreçlerini daha iyi temsil etmek için yeni parametrelerin dahil edilmesi (K_{oc} , arazi eğimi, yüzeysel akış derinliği v.b) gibi iyileştirmeler ile modelin daha gerçekçi sonuçlar vereceği öngörülmüştür. Karar destek sistemleri olarak kullanılan matematiksel modeller, yayılı kirleticiler açısından kritik bölgelerin tespit edilmesi ve buna uygun kontrol yöntemlerinin belirlenmesine yardımcı olarak ümit vaat etmektedir.

Anahtar Kelimeler: En İyi Yönetim Uygulamaları, SWAT, filtre şeritler, pestisit kirliliği

Best Management Practices for Pesticide Pollution Control

Abstract Agricultural activities pose a serious risk to the water quality in drinking water basins. Uncontrolled and excessive use of pesticides has resulted in pesticide transport via surface runoff to water sources in the AV01 basin. Best Management Practices (BMPs), which include the control of pollutants transported from the basin to the water resources can potentially aid in improving the water quality in the basin. Best Management Practices (BMPs) are structural or non-structural management practices that aim to reduce the impacts of diffuse pollutants on water quality. For this purpose, SWAT (Soil and Water Assessment Tool) was used for evaluating BMP implementation. Structural BMPs (vegetated filter strips) and non-structural ones (pesticide use reduction and complete elimination of pesticide use) were simulated to evaluate pesticide loads in the basin. In 1, 5 and 25 m wide filter strip applications, 36%, 59% and 95% retention were achieved, respectively. The combination of 1 m filter strip application and 20% reduction in pesticide use has resulted in 49% decrease in pesticide loads. The use of chlorpyrifos and fenpropimorph was terminated in 2020. When pesticide pollution loads were simulated after 2020, it was found that pesticide pollution from the basin to the Lake in the basin ended within 3-4 years. In this study, the SWAT model has been examined in terms of BMP's efficiency, and it is predicted that the model will provide more realistic results with improvements such as the inclusion of new parameters (K_{oc} , land slope, surface flow depth, etc.) to better represent BMP processes. Mathematical models used as decision support systems are promising tools to identify critical zones in terms of pesticide loads and to determine appropriate control methods.

Keywords: Best Management Practices, SWAT, filter strip, pesticide pollution

1. Giriş

Tarım havzalarındaki su kalitesi ve su miktarının yönetimi sürdürülebilir bir su ekosistemi için kilit öneme sahiptir. Tarım alanlarının su kaynakları üzerindeki aşırı gübre ve pestisit kullanımı, sulama suyunun fazla kullanımı gibi olumsuz etkilerinin azaltılmasına yönelik tüm uygulamalar gıdalardaki kalıntı pestisitlerin azalmasına, toprak ve su kalitesinin korunmasına, sucul ekosistemin sürdürülebilir şekilde devam etmesine ve insan sağlığına yönelik tehditlerin azalmasına yardımcı olmaktadır. En İyi Yönetim Uygulamaları (EİYU) olarak adlandırılan bu uygulamalar, tarım kaynaklı yayılı kirleticilerin (TKYK) kontrolünü içeren yapısal ve yapısal olmayan çözüm yöntemleridir. Yayılı kirleticiler birçok ülkede su kirliliğinin birincil sebebi olarak görülmektedir (Wang ve diğ., 2019). EİYU'lar TKYK'leri kaynağında azaltma, tarım alanları ile su kaynakları arasında önlemler alarak kirleticilerin su kaynaklarına ulaşmasını engelleme ve kirlenen suların ihyası gibi yöntemler ile havzadaki su kalitesini korur. EİYU'ların türü, boyutu ve kapasitesi verimliliklerinde etkili olup birçok çalışmada yayılı kirlenici kontrolünde başarı ile uygulanmıştır (Ahmadi ve diğ., 2013; Cho ve diğ., 2010; Zhang & Zhang, 2011).

Su kaynaklarında bulunan tarımsal kaynaklı besi maddeleri (azot, fosfor) gibi kirleticiler su arıtma tesislerinde arıtılabilmekte, lakin çok çeşitli etken maddeli pestisit kullanılması ve bu pestisitlerin bozunmaya dirençli olması pestisitlerin konvansiyonel yöntemleri ile arıtımını zorlaştırmaktadır. Bu kirleticilerin arıtılmasında daha farklı yöntemlerin kullanılması gerekliliği ortaya çıkarmıştır. Pestisit kontrolü için uygulanan yapısal EİYU'lar genellikle filtre şeritler, yapay sulak alanlar, tampon şeritler, bitkilendirilmiş yollar ve kanallardır. Filtre şeritler (FŞ) tarım alanları ile su kaynakları arasında bir tampon bölge oluşturarak yüzeysel akışın yavaşlamasını, sediment tutulumunu ve dolayısıyla sedimente adsorbe olmuş kirleticilerin su kaynaklarına ulaşmasını engellemektedir. Filtre şeritlerin pestisit tutulumu açısından veriminde genel olarak K_{oc} (organik karbona göre normalize edilmiş toprak adsorpsiyon katsayısı) ile ilişkisinin yanı sıra saha çalışmalarında toprak geçirgenliğinin, arazi eğiminin, bitki örtüsünün ve iklimsel şartların etkili olduğu görülmüştür. Bazı çalışmalarda düşük ve orta dereceli K_{oc} 'ye sahip pestisitlerin filtre şeritlerde düşük oranda tutulduğu görülmüş, benzer pestisitler başka saha çalışmalarında belirgin şekilde filtre şeritlerde tutulmuşlardır (Sabbagh ve diğ., 2009). Krutz ve diğ., 2005 yılındaki bir çalışmada filtre şerit genişliklerinin artmasının orta derecede tutulan pestisitlerin gideriminde etkili olduğunu vurgulamış, yüksek K_{oc} 'ye sahip pestisitlerin ise FŞ'lerin ilk kısmında tutulduğu dolayısıyla FŞ genişliğinin artmasının verimi etkilemediğini belirtmiştir. Bitkilendirilmiş kanallar filtre şeritlere benzer mantıkta çalışarak tarım alanlarından gelen yüzeysel akışın depolanması, sediment birikimi ve pestisit tutulumunda işlev görürler (Anderson ve diğ., 2011). Suyun kanaldaki hızı ve drene olma potansiyeli pestisit tutulma verimini etkiler.

Yapay sulak alanlar (YSA) tarımsal havzalardaki pestisit gideriminde oldukça yaygın kullanılmaktadır (Fernández-Pascual ve diğ., 2020; Karpuzcu ve diğ., 2013). YSA'lar tasarlanmış mühendislik uygulamaları olup kontrollü bir ortamda doğada gerçekleşen prosesleri taklit ederek çok yönlü bir arıtım sağlamayı hedefler (Vymazal & Březinová, 2015). Pestisitler, YSA'larda fiziksel (sedimentasyon, flokülasyon, adsorpsiyon, çökelme), kimyasal (oksidasyon-redüksiyon, kation değişimi, hidroliz, fotoliz) ya da biyokimyasal (mikrobiyal bozunma) prosesler ile giderilir.

YSA'lar akım çeşidine (serbest yüzey akışlı, yüzeyaltı akışlı) ve kullanılan su bitkilerinin türüne göre kategorize edilebilir. Ayrıca pilot ve laboratuvar ölçekli birçok çalışmada YSA'ların çalışma koşulları ve pestisit giderim verimleri araştırılmıştır. Şahin & Karpuzcu, 2020'de yaptıkları çalışmada, mezokozmos ölçeğinde sulak alanların organofosfatlı pestisitlerin dönüşümlerindeki etkisini incelemiştir. Çalışmada, sulak alan sedimentlerinin aromatik karakterinin ve sedimentte hümit maddelerin varlığının pestisitlerin biyolojik ayrışma üzerinde hızlandırıcı etkisi olduğu ortaya konmuştur. Başka bir sulak alan çalışmasında, yaş-kuru döngüsünde çalıştırılan yapay sulak alanların aerobik mikrobiyal popülasyonu artırarak organofosfatlı pestisitlerin biyolojik ayrışmasına katkıda bulunacağı sonucuna varılmıştır (Karpuzcu ve diğ., 2013). YSA'larda pestisit gideriminde özellikle sedimente tutunan pestisitler için sedimentasyon önemli bir faktördür. Budd ve diğ., 2009'da sedimentasyonun en çok sulak alanlardaki hidrolik bekleme süresi ve sulak alan bitki örtüsünden etkilendiği tespit etmiştir. Üç aşamalı bir yapay sulak alan uygulamasında çeşitli pestisitlerin giderim verimlerinin incelendiği bir çalışmada, chlorpyrifos, propanil ve MCPA pestisitleri için %80'nin üzerinde giderim verimi elde edilmiştir (Matamoros ve diğ., 2020).

EİYU'ların pestisit giderimindeki etkinliğini ölçmek için pilot ölçekli çalışmalar kullanılmakla beraber matematiksel modellerin kullanılması da günümüzde yaygınlaşmıştır. Saha uygulamalarının pahalı ve tekrarlanabilirliğinin zor olması, modellerin kullanılmasını avantaj haline getirmiştir. Modeller vasıtasıyla birçok senaryo oluşturularak çeşitli ve birleştirilmiş EİYU'ların havza ölçeğinde etkinlikleri değerlendirilmiştir (Cho ve diğ., 2010; Gali ve diğ., 2016; Merriman ve diğ., 2018). Bu modellerden biri olan SWAT (Soil and Water Assessment Tool) bir hidroloji ve su kalitesi modeli olup içerdiği EİYU'lar ile havza bazlı bir değerlendirme yapma şansı sunmaktadır. SWAT modelinin azot ve fosfor kaynaklı kirleticilerin yönetiminde kullanılması oldukça yaygın iken literatürde pestisit kontrolü için kullanımını içeren az sayıda çalışma vardır (Abimbola ve diğ., 2021; Love ve diğ., 2011; Luo & Zhang, 2009; Maringanti ve diğ., 2011). SWAT'ta bulunan filtre şerit uygulaması deneysel bir regresyon denklemine dayanarak FŞ'lerde pestisit tutulumunu hesaplar. Fakat gerçekçi bir FŞ modellemesinde, arazi kullanımı, bitki örtüsü, toprak yapısı ve pestisitlerin fizikokimyasal özellikleri FŞ verimini etkilemektedir. SWAT'ın basitleştirdiği FŞ uygulaması farklı filtre şerit genişliklerinde tutulum oranları hakkında fikir vermekle birlikte, pestisitlerin zamansal ve mekânsal taşınım ve dönüşümlerini daha iyi yansıtmak için modifiye edilmesi gerekmektedir (Muñoz-Carpena ve diğ., 2018; Wang ve diğ., 2019). SWAT modeli yapay sulak alan uygulamasında hidroloji ve nütrient modellemesi gerçekleşirken, güncel versiyonunda sulak alanlarda pestisit modellenmemektedir.

AV01 İstanbul için önemli su kaynaklarından biri olup drenaj ağı etrafında bulunan tarım alanları havza için risk teşkil etmektedir. Diğer İstanbul içme suyu havzaları ile kıyaslandığında, AV01 Havzası'nın pestisit tüketimi açısından daha yüksek değerlere sahip olduğu görülmektedir (İBB, 2009). AV01 Havzası'nda pestisit tüketimi 3,4 kg/ha iken, bu değer AV02 Havzası'nda 2,7 kg/ha, AS01 Havzası'nda 0,2 kg/ha ve AV03 Havzası'nda 1,1 kg/ha'dır. AV01 Havzası'nda gerçekleştirilen çeltik tarımı ve kuru tarım havzadaki su kalitesi açısından ciddi bir tehlike oluşturmaktadır.

Bu çalışmada İstanbul için önemli bir içme su kaynağı olan AV01 Havzası'nda bulunan tarım alanlarından kaynaklı pestisit kirliliğinin kontrolüne yönelik tedbirler incelenmiştir.

Öncelikle çalışmanın ön kısmında hidroloji, sediment ve pestisit modellemesi bir karar destek sistemi olan SWAT ile tamamlanmış, daha sonra model çıktıları kullanılarak çeşitli EİYU'lar denenmiştir. Çalışmada, i) farklı filtre şerit uzunluklarının uygulaması ile pestisit tutulumu hesaplanmış, ii) filtre şerit uygulaması ve pestisit kullanımında azalmanın etkisi birlikte incelenmiş, iii) modellenen pestisitlerin 2020 yılında kullanımının yasaklanmasından ötürü 2020 yılı sonrası için bu pestisitlerin akıbeti AV01 içerisinde incelenmiştir. Bu çalışma AV01 Havzası su kaynakları için sorun teşkil eden aşırı pestisit kullanımının kontrolüne dair yöntemleri içermektedir.

2. Veri ve Çalışma Alanı

2.1 Çalışma alanı

AV01 Havzası, İstanbul'un kuzeybatısında bulunup, yaklaşık 639 km² su toplama alanına sahiptir. Havzanın mansabında bulunan AV01, İstanbul için içme suyu kaynaklarından biri olarak kullanılmaktadır. Görece havzada şehirleşmenin az olmasından dolayı İstanbul'un en temiz su kaynaklarından biri olma özelliği taşımaktadır. AV01 ve drenaj ağı ağırlıklı olarak kış aylarındaki (Aralık-Şubat) yağışlardan gelen sularla beslenmektedir. Ilıman iklim şartlarına sahip havzada, uzun yıllar yıllık toplam yağış ortalaması 748 mm, ortalama sıcaklık ise 17 °C'dir. Havzanın ana beslemesini oluşturan, havzanın güneybatı kısmında bulunan Karamandere/Istranca Deresi'dir. Havzaya ait arazi kullanım haritası ve alt havza bilgileri Şekil 1'de verilmiştir.

2.2 Modelleme aşaması ve yöntem

Bu çalışma Doğan (2022)'in doktora tez çalışmasının bir parçası olup EİYU uygulamaları öncesinde gerçekleştirilen hidrolojik model kurulumu, kalibrasyonu ve validasyonuna ait tüm adımlar bu doktora tezinde ve Doğan ve Karpuzcu (2023) çalışmasında ayrıntılı olarak verilmiştir. Özetle, SWAT modeli hidrolojik modelin kurulumu için kullanılmış, daha sonra SWAT-CUP (SWAT Calibration and Uncertainty Program) aracılığı ile hidroloji ve sediment kalibrasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Sediment kalibrasyonu havzadan sediment ile taşınan pestisitlerin modellenmesi için önemlidir. Hidroloji ve sediment kalibrasyonu tamamlanan modele pestisit kullanımına dair bilgiler (modellenecek pestisitlere dair fizikokimyasal özellikler, hektar başına pestisit kullanımı gibi) girilmiştir. Pestisit kalibrasyonu havzada pestisit ölçümü yapılan Karamandere nehrinden alınan numuneler ile manuel olarak gerçekleştirilmiştir. Modellenen pestisitler (chlorpyrifos ve fenpropimorph) bu yapılan ölçümler sonucunda havzada en sık ve yüksek konsantrasyonlarda bulunan pestisitler arasından seçilmiştir.

Modellenen chlorpyrifos ve fenpropimorph için çeşitli genişliklerde filtre şerit uygulaması denenmiştir. Filtre şerit uygulandıktan sonra Yüzeysel akış ile araziden taşınan pestisit miktarları hesaplanmıştır. SWAT'ta filtre şerit uygulaması, pestisit ve arazinin özelliklerinden bağımsız olarak denklem (1) ile hesaplanmaktadır.

$$trap_{eff} = 0.367 \times (width_{buffer})^{0.2967} \quad (1)$$

Burada; $trap_{eff}$, filtre şeritte pestisit tutulma verimini, $width_{buffer}$, filtre şerit uygulamasının genişliğini (m) ifade etmektedir (SWAT, 2009). 1, 5, 25 m genişliğinde filtre şeritler kritik alt havzalardaki alanlara uygulanmıştır. SWAT ile pestisit modellemesi sonucunda havzada pestisit yükü

açısından kritik alt havzalar belirlenmiştir. Bu alt havzalar 3,4,5,9 ve 11 olup bu alt havzalarda diğer alt havzalara nazaran daha yüksek miktarda pestisit araziden su kaynaklarına taşınmaktadır.

Filtre şerit uygulaması ile birlikte kullanım miktarının azaltımı uygulaması chlorpyrifos ve fenpropimorph pestisitleri için denenmiştir. Kritik alt havzalarda %20 oranında pestisit kullanım miktarının azaltımı ve 1 m filtre şerit uygulaması incelenmiştir.

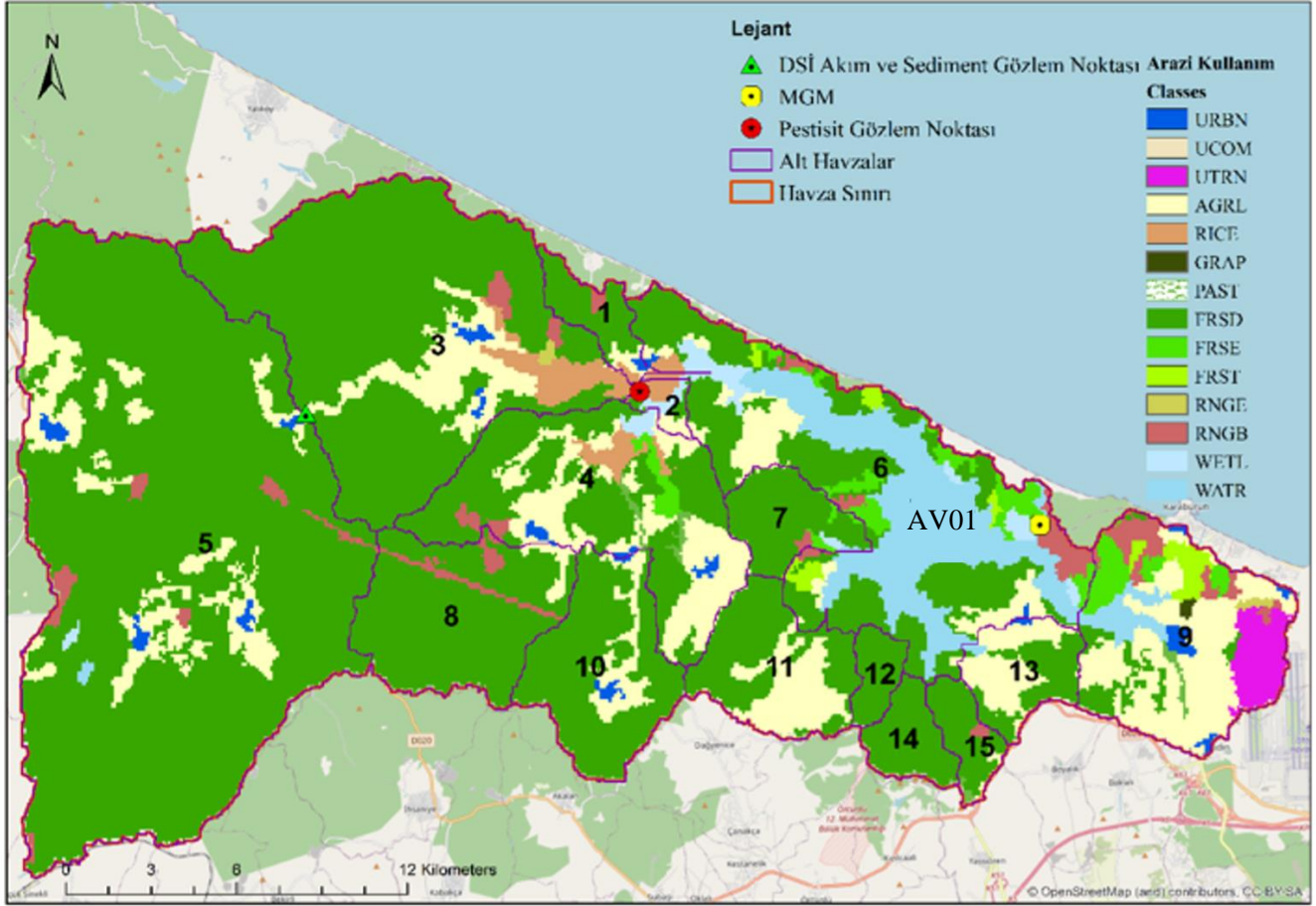
Fenpropimorph ve chlorpyrifos pestisitlerinin 2020 yılı itibarıyla Türkiye'de kullanımı yasaklanmıştır. Bundan dolayı SWAT modelinin 2020 yılı sonundaki değerleri alınarak, Meteoroloji Genel Müdürlüğü'nden (MGM) elde edilen iklim değişikliği projeksiyon verileri (yağış, sıcaklık, nem, rüzgâr hızı, solar radyasyon) ile pestisitler SWAT'ta tekrar modellenmiştir. İklim değişikliği projeksiyon modeli olan MPI-ESM (Max-Planck-Institute Earth System Model) ve RCP 4.5 senaryosu kullanılmıştır. RCP 4.5 senaryosu, IPCC (Hükümetlerarası İklim Değişikliği Paneli) tarafından ara/orta derecede bir senaryo olarak tanımlanmaktadır (IPCC, 2014). 2020'de kullanım sonlandırılması ile havzada kalan fenpropimorph ve chlorpyrifosun AV01 rezervuarında nasıl bir dönüşüme uğrayacağı gelecek iklim verileri ile modellenmiştir. Bunun için AV01 modelde rezervuar olarak modellenmiş, İSKİ faaliyet raporlarından elde edilen rezervuardan çekilen su miktarları ve rezervuara ait fiziksel özellikler verileri ile simüle edilmiştir (İSKİ, 2019).

3. Sonuç ve Tartışma

3.1 Filtre şerit uygulaması ve kullanım azaltılması

Çeşitli filtre şerit uygulamaları ile ulaşılan nihai pestisit miktarları, AV01'e girmeden önceki althavza için (althavza 3) Şekil 2'de verilmiştir. Denklem (1)'den de görüleceği üzere, pestisit özelliklerinden bağımsız olarak, aynı genişlikteki filtre şerit uygulamaları yüzdesel olarak aynı giderim oranı sağlamaktadır. 1 m genişlikte filtre şerit uygulamasında %36, 5 metrede %59 ve 25 metrede %95 giderim sağlanmıştır. Yüzeysel akış ile taşınan çözünmüş pestisit miktarları, tutunmuş pestisitlere göre daha fazla olduğu için, çözünmüş formdaki pestisitlerde giderim daha net görülmektedir. Burada dikkat çekilmesi gereken kısım, bu giderim verimini sağlayan uygulamaların alt havzalardaki sadece kritik bölgelerde uygulanmış olmasıdır. Bu kritik alanların toplam alt havzadaki tarımsal alana oranları diğer alt havzalar için Tablo 1'de verilmiştir.

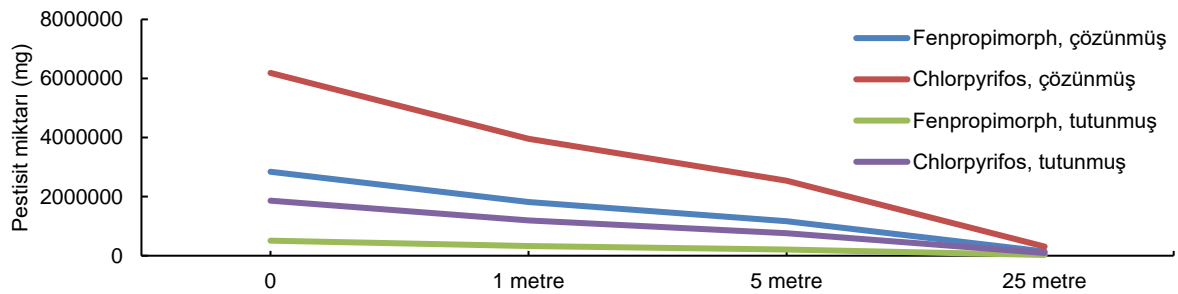
Filtre şerit uygulamalarının performansı yağış, sızma, yüzey akışı gibi hidrolojik etkenlere, filtre şerit genişliği, eğimi, bitki yoğunluğu gibi tasarım kriterlerine ve pestisit özelliklerine bağlı olarak değişmektedir. SWAT modeli, deneysel verilerle dayanarak oluşturduğu denklem (1) ile bu faktörleri göz ardı ederek giderim verimi hesaplamasını basitleştirmiştir. Fakat modelin havzada pestisit kirliliğine katkıda bulunan kritik alanları belirleyerek EİYU uygulanacak bölgeler için fikir vermesi büyük bir avantajdır.



Şekil 1. AV01 Havzası arazi kullanım haritası (CORINE,2018; URBN:şehir alanları, UCOM:endüstriyel alanlar, UTRN:ulaşım alanları, AGRL:tarım alanları, RICE:çeltik tarlaları, GRAP:üzüm bağları, PAST:otlak ve meralar, FRSD:yaprak dökken ağaçlar, FRSE:yaprak dökmeyen ağaçlar, FRST:karışık orman alanı, RNGE:yeşillikler (çimen), RNGB:yeşillikler (çalılık), WETL:sulakalanlar, WATR:su kütleleri).

Tablo 1. Filtre şerit uygulanan alanların toplam tarım alanlarına oranı.

Kritik alt havzalar	Filtre şerit uygulanan alan (ha)	Toplam tarım alanı (ha)	%
Alt havza 3	610	1186	51
Alt havza 4	721	1786	40
Alt havza 5	143	1994	7
Alt havza 9	346	2044	17
Alt havza 11	780	833	93



Şekil 2. Çeşitli filtre şerit genişliklerinde havzadan gelen pestisit miktarlarının değişimi (alt havza 3).

Belirtilen kritik bölgelerde 1 metrelik filtre şerit uygulamasının yanı sıra kullanımda %20 azaltıma gidildiğinde pestisit yaklaşık %49'luk bir giderim sağlanmıştır.

Çalışmanın sonucunda EİYU'ları seçerken havzada baskın kullanılan pestisitlerin özelliklerinin, su ve sediment fazındaki dağılımlarının önemli olduğu görülmektedir. Pestisit yükünü azaltmaya yönelik uygulamalarının verimi, pestisit türüne, uygulama alanına, pestisit bitki ile ilişkisine, toprak yapısı ve iklimsel faktörlere bağlı olarak değişebilmektedir. Otto ve diğ., (2012) İtalya Po Vadisi'nde gerçekleştirdikleri çalışmada, bitkilendirilmiş filtre şerit uygulamalarının yüzeysel akış ile taşınan herbisit miktarındaki etkisini incelemişlerdir. Çalışmada, düz arazi alanlarında, yüzeysel akış ile taşınan pestisit miktarlarının kritik olmadığı, fakat arazi eğimi arttığında ve ekstrem yağış koşullarında filtre şeritlerin %80-88 oranında herbisit yükünü azaltabileceğini bulmuşlardır.

Watanabe ve Grismer (2001), Kaliforniya'daki meyve bahçelerinde diazinon pestisiti ile çalışmış, bitkilendirilmiş filtre şerit uygulaması yapılan alanda diazinon yükünü, uygulama olmayan alanların dörtte biri kadar bulmuştur. Saha ve deneysel küçük filtre şerit uygulamalarında filtre şerit uygulamalarının verimliliği ölçülmekte, söz konusu uygulamalar çalışılan mevcut arazi yapısı ve iklimsel şartlar için kıymetli sonuçlar vermektedir. SWAT gibi uygulamalar ise karar vericilere EİYU'lar hayata geçirilmeden önce fikir vererek daha ekonomik ve farklı önerileri sunabilir.

SWAT filtre şerit uygulaması, filtre şeritin pestisit tutma verimini, filtre şeritin genişliğine bağlı ampirik bir denkleme dayandırmaktadır. Bu denklem gerçek şartların oldukça basitleştirilmiş bir hali olup arazi eğimi, bitki türü, pestisit fizikokimyasal özellikleri (K_{oc}) gibi etkenleri göz ardı etmektedir. K_{oc} parametresinin filtre şerit hesaplamalarına eklenmesiyle daha gerçekçi sonuçlar alınabilecektir. Yüksek K_{oc} değerine sahip piretrioidler, organofosfatlar gibi pestisitler ($K_{oc} > 1000$) hidrofobik yapıda olup sedimentteki organik karbona bağlanmaya daha meyillidirler. Bundan dolayı bu tür pestisitler için filtre şeritlerin kullanılması daha düşük K_{oc} değerine sahip pestisitlere nazaran daha yüksek tutulum sağlayacaktır (Zhang & Zhang., 2011). Sadece filtre şeritlerde pestisit giderimi üzerine çalışan VFSMOD-W modeli yüzeysel akış derinliği ve sızma faktörlerini de dikkate almakta, SWAT'ın göz ardı ettiği bu parametreleri de sürece dahil etmektedir (Muñoz-Carpena ve diğ., 2018). İleri bir çalışma olarak SWAT'ın filtre şerit denkleminin pestisit türünden ve arazi yapısından bağımsız olmayacak şekilde modifiye edilmesi önerilmektedir.

Bu çalışma ve literatürdeki başka çalışmaların sonuçlarından da görüldüğü üzere farklı EİYU'ların birlikte kullanılması ile daha verimli ve daha az maliyetli sonuçlar alınabilir (Li ve diğ., 2021; Wang ve diğ., 2019; Zhang & Zhang, 2011).

3.2 Pestisit kullanımının sonlandırılması

2020 yılında kullanımı yasaklanan chlorpyrifos ve fenpropimorph için iklim değişikliği projeksiyon verileri ile model tekrar kurulmuştur. 2021 yılından itibaren havzadaki tarım alanlarından gelecek AV01 rezervuarına ulaşan pestisit miktarları Şekil 3'te verilmiştir. Simülasyon sonuçlarına göre 2024 yılına kadar, grafik üzerinde belirgin olmasa da havzadan rezervuara çok düşük konsantrasyonlarda pestisit girişleri görülmüştür. 2024 yılı itibarıyla chlorpyrifos için, 2023 itibarıyla fenpropimorph için havzadan rezervuara pestisit taşınmamıştır.

Pestisitlerin kullanımı sonlandırılırsa da 3-4 yıl gibi süre boyunca araziden AV01'e pestisit taşındığı görülmektedir.

Türkiye'de birçok su kaynağında DDT gibi kullanımı yasak pestisitlerin halen tespit edildiği bilinmektedir (Doğan & Karpuzcu, 2019). Bu çalışmada modellenen pestisitler DDT gibi uzun yarı ömürlere sahip olmamakla birlikte, toprakta az miktarda depolanmalarına ve kullanımlarının sonlandırılmasına rağmen yüzeysel akış ile beraber havzadan su kaynaklarına taşınmaktadır.

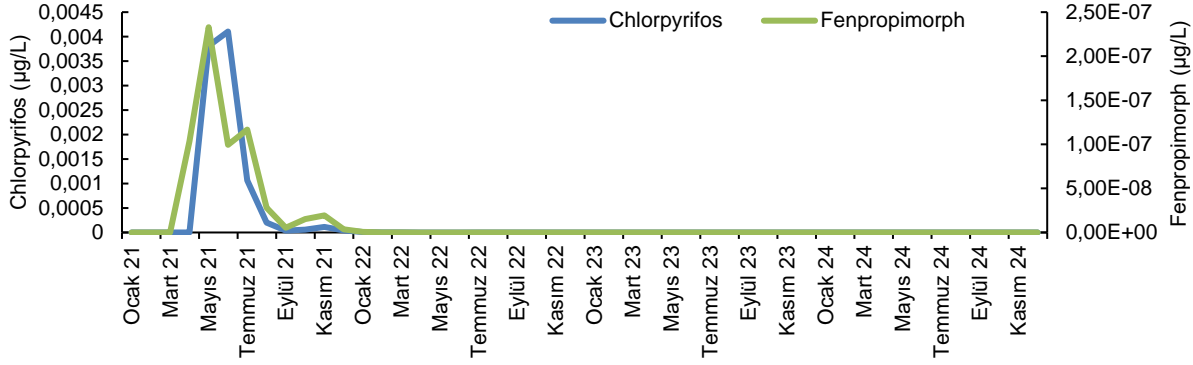
4. Değerlendirme

Pestisit kirliliğinin yönetiminde su kaynaklarında izleme çalışmaları ve karar destek sistemlerinin kullanılması önemli bir adım olmakla birlikte, kullanılan pestisit çeşidinin çok çeşitli olması, kullanım miktar ve zamanlarının farklılıklar göstermesi, yasaklanan pestisitlerin oluşturduğu kirlilik ve yasaklanan pestisitlerin artmasıyla piyasaya yeni pestisitlerin girmesi izleme ve modelleme çalışmalarında büyük bir belirsizliğe yol açmaktadır.

Bütüncül bir havza koruması için SWAT gibi modeller havzadaki pestisit kirliliği açısından kritik bölgeleri belirleyerek pestisit kirliliğinin yönetiminde önemli bir platform sunmaktadır. Yüzeysel akış kaynaklı pestisit yükünü azaltmak için çeşitli yapısal ve yapısal olmayan EİYU'ların etkinliği araştırılmış, bu uygulamalarda SWAT modelinin eksiklikleri ve olumlu yönleri tartışılmıştır. SWAT modelinin EİYU simülasyonlarındaki model algoritmalarının gelişmesi, farklı EİYU yöntemlerinin modele eklenmesi, EİYU süreçlerini daha iyi temsil etmek için yeni parametrelerin dahil edilmesi (K_{oc} , arazi eğimi, yüzeysel akış derinliği v.b) gibi iyileştirmeler ile SWAT modeli hidroloji alanında olduğu gibi yayılı kirleticilerin modellenmesi ve buna uygun EİYU'ların belirlenmesinde de etkili bir model olacağı düşünülmektedir.

5. Teşekkür ve Bilgi

Bu çalışma, İstanbul Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (Proje no: 40202) birimi tarafından desteklenmiştir. Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.



Şekil 3. İncelenen Göl rezervuarında pestisitlerin sudaki konsantrasyon değişimi (simülasyon).

6. Kaynaklar

- Abimbola, O., Mittelstet, A., Messer, T., Berry, E., & van Griensven, A. (2021). Modeling and prioritizing interventions using pollution hotspots for reducing nutrients, atrazine and e. Coli concentrations in a watershed, *In Sustainability (Switzerland)* 13(1), pp. 1–22. <https://doi.org/10.3390/su13010103>
- Ahmadi, M., Arabi, M., Hoag, D. L., & Engel, B. A. (2013). A mixed discrete-continuous variable multiobjective genetic algorithm for targeted implementation of nonpoint source pollution control practices, *Water Resources Research*, 49(12), 8344–8356. <https://doi.org/10.1002/2013WR013656>
- Anderson, B., Phillips, B., Hunt, J., Largay, B., Shihadeh, R., & Tjeerdema, R. (2011). Pesticide and toxicity reduction using an integrated vegetated treatment system, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(5), 1036–1043. <https://doi.org/10.1002/etc.471>
- Cho, J., Lowrance, R. R., Bosch, D. D., Strickland, T. C., Her, Y., & Vellidis, G. (2010). Effect of watershed subdivision and filter width on swat simulation of a coastal plain watershed1, *Journal of the American Water Resources Association*, 46(3), 586–602. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00436.x>
- Doğan, F.N. (2022). Tarım Kaynaklı Pestisitlerin SWAT ile Havza Ölçeğinde Modellenmesi. (Doktora tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İstanbul)
- Doğan, F. N. & Karpuzcu, M. E. (2019). Türkiye’de tarım kaynaklı pestisit kirliliğinin durumu ve alternatif kontrol tedbirlerinin incelenmesi, *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 25(6), 734–747. <https://dergipark.org.tr/tr/pub/pajes/issue/50276/650540>
- Fernández-Pascual, E., Bork, M., Hensen, B., & Lange, J. (2020). Hydrological tracers for assessing transport and dissipation processes of pesticides in a model constructed wetland system, *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(1), 41–60. <https://doi.org/10.5194/hess-24-41-2020>
- Gali, R. K., Cryer, S. A., Poletika, N. N., & Dande, P. K. (2016). Modeling pesticide runoff from small watersheds through field-scale management practices: Minnesota watershed case study with chlorpyrifos, *Air, Soil and Water Research*, 9, 113–122. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S32777>
- IPCC. (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- İBB (İstanbul Büyükşehir Belediyesi). (2009). 1/100.000 Ölçekli İstanbul Çevre Düzeni Planı Raporu İstanbul İl Bütünü Araştırma Bulguları. İstanbul:
- İSKİ (İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi). (2019). 2019 Faaliyet Raporu. <https://www.iski.istanbul/web/tr-TR/kurumsal/faaliyet-raporlari1>
- Karpuzcu, M. E., Sedlak, D. L., & Stringfellow, W. T. (2013). Biotransformation of chlorpyrifos in riparian wetlands in agricultural watersheds: Implications for wetland management, *Journal of Hazardous Materials*, 244–245, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.047>
- Krutz, L. J., Senseman, S. A., Zablotowicz, R. M., & Matocha, M. A. (2005). Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review, *Weed Science*, 53(3), 353–367. <https://doi.org/10.1614/ws-03-079r2>
- Li, S., Li, J., Hao, G., & Li, Y. (2021). Evaluation of Best Management Practices for non-point source pollution based on the SWAT model in the Hanjiang River Basin, China. *Water Supply*, 21(8), 4563–4580. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.196>
- Love, B. J., Einheuser, M. D., & Nejadhashemi, A. P. (2011). Effects on aquatic and human health due to large scale bioenergy crop expansion. *Science of the Total Environment*, 409(17), 3215–3229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.007>

- Luo, Y., & Zhang, M. (2009). Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT, *Environmental Pollution*, 157(12), 3370–3378. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.024>
- Maringanti, C., Chaubey, I., Arabi, M., & Engel, B. (2011). Application of a multi-objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control, *Environmental Management*, 48(3), 448–461. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9696-2>
- Matamoros, V., Caiola, N., Rosales, V., Hernández, O., & Ibáñez, C. (2020). The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation, *Ecological Engineering*, 156, 105971. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105971>
- Merriman, K. R., Daggupati, P., Srinivasan, R., Toussant, C., Russell, A. M., & Hayhurst, B. (2018). Assessing the impact of site-specific BMPs using a spatially explicit, field-scale SWAT model with edge-of-field and tile hydrology and water-quality data in the Eagle Creek Watershed, Ohio, *In Water (Switzerland)* 10(10), <https://doi.org/10.3390/w10101299>
- Muñoz-Carpena, R., Fox, G. A., Ritter, A., Perez-Ovilla, O., & Rodea-Palomares, I. (2018). Effect of vegetative filter strip pesticide residue degradation assumptions for environmental exposure assessments, *Science of the Total Environment*, 619–620, 977–987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.093>
- Sabbagh, G. J., Fox, G. A., Kamanzi, A., Roepke, B., & Tang, J.-Z. (2009). Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 762–771. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0266>
- Sahin, C., & Karpuzcu, M. E. (2020). Mitigation of organophosphate pesticide pollution in agricultural watersheds, *Science of the Total Environment*, 710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136261>
- Vianello M, Vischetti C, Scarponi L, Zanin G. (2005). Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: role of a vegetative filter strip. *Chemosphere*, 61: 717–25.
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review, *Environment International*, 75, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>
- Wang, R., Yuan, Y., Yen, H., Grieneisen, M., Arnold, J., Wang, D., Wang, C., & Zhang, M. (2019). A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns, *Science of the Total Environment*, 669, 512–526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.141>
- Wang, Y., Bian, J., Lao, W., Zhao, Y., Hou, Z., & Sun, X. (2019). Assessing the impacts of best management practices on nonpoint source pollution considering cost-effectiveness in the source area of the Liao River, China, *Water (Switzerland)*, 11(6), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w11061241>
- Watanabe H, Grismer M. E. (2001). Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips: micro-ecosystem modeling, *Journal of Hydrology* 247:183–99
- Zhang, X., & Zhang, M. (2011). Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff, *Science of the Total Environment*, 409(10), 1949–1958. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.012>

**ARAŞTIRMA
MAKALESİ**

Yazışma yazarı:
Olgay ŞEN,
senolg@itu.edu.tr

Referans:
Şen, O., Saçu, Ş., Deneri, E. Z., Erdik, T., Öztürk, İ., (2023), Termal Deşarjların Deniz Ortamında 3 Boyutlu Hidrotermal Modellemesi ve Çevresel Etkileri, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24(1) 33–46.

Makale Gönderimi : 28 MART 2023
Online Kabul : 17 NİSAN 2023
Online Basım : 04 MAYIS 2023

Termal Deşarjların Deniz Ortamında 3 Boyutlu Hidrotermal Modellemesi ve Çevresel Etkileri

Olgay ŞEN¹, Şehriban SAÇU², Elif Zeynep DENERİ³, Tarkan ERDİK⁴, İzzet ÖZTÜRK⁵

¹İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0003-2545-3746

²İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-9404-8424

³İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-7190-737X

⁴İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-4003-5510

⁵İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-8274-5326

Özet Deniz kıyısında veya körfezde kurulmuş Termik Santrallerde soğutma suyu genellikle açık devre sistemlerle veya tek geçişli deniz suyu ile sağlanmaktadır. Bu çalışmada, açık devre deniz suyu soğutmalı termik santrallerde açığa çıkan termal deşarjların deniz ortamına verilmesi ile ilgili mevzuat ile karışım bölgesi ve uzak alan seyrelme/taşınımı değerlendirilmiştir. Bu kapsamda, İzmit Körfezi Dilderesi (Dilovası) mevkiinde kurulu hipotetik bir Termik Santral termal deşarjının, Delft 3D Hidrodinamik ve Hidrotermal Modellemesi yapılarak termal deşarj bulutunun yakın ve uzak alandaki soğuması ile taşınımı araştırılmıştır. Hipotetik bir termal deşarjın yol açacağı sıcaklık artışının ve etki alanının belirlenmesi amacıyla, İzmit Körfezi'nin tamamını kapsayan geniş bir alan için yatayda eğrisel, düşeyde ise Z-model tipinde bir hesap ağında modelleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Model sonuçlarına göre, termik santralden verilen deşarj sonucu oluşan termal bulutun kış döneminde daha fazla yayılım gösterdiği görülmüştür. Termal deşarjın yapıldığı noktadan itibaren 75 m, 150 m ve 300 m uzaklıktaki oluşan sıcaklık artışı en fazla 75 m mesafede olmaktadır; burada kış döneminde yüzey sıcaklık artışı 2,5 °C'nin üzerine çıkarken yaz döneminde ise 1,0 °C'nin altında kalmaktadır. Bu değerler 6 m derinlikte sırasıyla 1,0 °C ve 0,5 °C'nin altına düşmektedir. Deşarjdan 150 m sonra ise, seyrelmenin artmasıyla kış ve yaz döneminde sıcaklık artışı sırasıyla yaklaşık 1,5 °C ve 0,5 °C değerlerine düşmektedir. Derinde ise (6 m) bu artış yüzeye oranla daha az olmaktadır. Deşarjın 300 m ilerisinde kışın sıcaklık artışı yaklaşık 0,5 °C değerine düşerken yaz döneminde ise yaklaşık 0,25 °C gibi oldukça düşük bir değere ulaşmaktadır. Yapılan çalışmada, santralden verilen termal deşarjın etkisinin yaklaşık 1 km sonra sönümlendiği ve Körfez genelinde kayda değer bir sıcaklık artışına yol açmadığı görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Termal deşarj, karışım bölgesi, hidrodinamik modelleme, hidrotermal modelleme

3D Hydrothermal Modeling and Environmental Effects of Thermal Discharges in the Marine Environment

Abstract The cooling water of thermal power plants located on the coastal areas is generally supplied by open recirculating systems (once-through cooling systems). In this study, thermal pollution resulting from a once-through cooling system is discussed in terms of the related legislation, mixing point and, near and far field dispersion and transportation processes. In this context, dilution and advection of thermal discharge released from a hypothetical power plant established near Dilderesi (located at the Bay of İzmit) is investigated by using a 3-dimensional hydrodynamic model that includes transport of heat through diffusion and advection processes. A 3-dimensional hydrodynamic model covering the overall Bay of İzmit is set up using Delft 3D software. The domain is configured on an orthogonal curvilinear grid at horizontal and Z-grid at vertical direction. According to simulations, thermal plume influenced a larger area in winter than the summer period. The temperature increase occurring from the point of thermal discharge at a distance of 75 m, 150 m and 300 m occurs maximum at a distance of 75 m. The surface temperature increase at 75 m from the source point is found above 2.5 °C in winter and below 1.0 °C in summer. The increase at a 6 m of water column corresponds to 1.5 °C and 0.5 °C in winter and summer, respectively. At 150 m distance, the thermal plume was diluted and the surface temperature raised by 1.5 °C and 0.5 °C above ambient water in winter and summer. At 300 m distance, the influence of thermal discharge is decreased and surface temperature increased about 0.5 °C and 0.25 °C in winter and summer. The simulation results revealed that the impact of the thermal plume almost disappeared at 1000 m distance from the source point.

Keywords: Thermal discharge, mixing zone, hydrodynamic modeling, hydrothermal modeling

1. Giriş

Deniz kıyıları ve körfezlerde kurulu termik santraller genellikle açık devre veya tek geçişli deniz suyu ile soğutulurlar. Bu tip bir sistemle soğutulan tipik bir termik santralde, $\Delta T = +10$ °C'lik sıcaklık artışı olacak şekilde uygulanan açık devre soğutma sisteminde 1000 MW kurulu güç başına ~ 50 m³/s (180.000 m³/sa) soğutma suyuna ihtiyaç duyulur (Taylor, 2006). Buna mukabil dolaylı yöntemlerle (soğutma kuleleri vb. ile) soğutulan santrallerde, $\Delta T = +10$ °C'lik ısı alışverişi için 1000 MW kurulu güç başına, soğutma suyu dolaşım devresinden atılan (deşarj edilen) su miktarı ~ 5 m³/s civarındadır. Şekil 1'de, deniz suyu ile açık devre dolaylı soğutmalı tipik bir termik santralin soğutma ve kapalı devre kazan suyu sistemlerinin proses akım ve bileşenlerine ilişkin şema verilmektedir (Taylor, 2006).

Termik Santrallerin soğutma yöntemi seçiminde, çevresel etkilerden ziyade, bazı istisnalar hariç, genelde maliyet faktörü belirleyici olmaktadır (Tablo 1). Tablodan da görüldüğü üzere, açık devre soğutma sistemlerinin KW kurulu güç başına kurulum (yatırım) maliyeti 2~7 \$ olup, diğer yöntemlerin oldukça altındadır. Prensipte olarak, birim maliyetler tesis kapasitesi arttıkça düşmektedir (Sundaram ve Daugard, 1974).

Açık devre soğutma sistemlerinde, debiyi düşürmek için daha fazla sıcaklık artışına izin verilmesi yolunun seçilmesi; soğutma devresine alınan deniz suyunda organizmaların şiddetli termal şoka maruz kalmaları iledeşarj karışım bölgesinde sıcaklık artışına yol açmaları gibi olumsuzluklar söz konusu olabilir. Diğer bir seçenek soğutma suyu debisinin artırılarak daha düşük ΔT artışı ile eşdeğer soğutma yapılması da soğutma suyundaki deniz canlıların pompa ve kondenser sisteminde mekanik kayma kuvvetlerine maruz kalarak fiziki zarar görme ihtimalini artırabilmektedir. Soğutma kulesi yardımıyla kapalı devre soğutma uygulanan tesislerdeki soğutma suyu ihtiyacı aynı kurulu güçteki termik santrallerin açık devre soğutma suyu ihtiyacının %2-5'i olmasına mukabil, bu tesislerin kapalı devre soğutma sistemine alınan deniz suyundaki canlıların tamamen yok olmaları söz konusudur. Halbuki açık devre soğutma sistemlerindeki canlıların \sim %20-30'luk kısmı termal şok, klor ve fiziksel etkilerle hasar görme ihtimaliyle karşı karşıyadır (Turnpenny ve Taylor, 2000).

Açık devre deniz suyu ile soğutulan gaz veya sıvı yakıtlı santraller ile termik santraller dünyada olduğu gibi Türkiye'de de oldukça yaygındır. Bu çalışmada açık devre deniz suyu soğutmalı termik santrallerde açığa çıkan termaldeşarjların deniz ortamına verilmesi ile ilgili mevzuat ile karışım bölgesi ve uzak alan seyrelme/taşınımı değerlendirilmiştir. Bu kapsamda, İzmit Körfezi Dilderesi (Dilovası) mevkiinde kurulu hipotetik bir termik santral termaldeşarjının, Delft 3D Hidrodinamik ve Hidrotermal Modellemesi yapılarak termaldeşarj bulutunun yakın ve uzak alandaki soğuması ile taşınımı araştırılmıştır.

2. Termal Deşarjlarla İlgili Standartlar

2.1 Karışım bölgesi

Türkiye'de bir veya daha fazla boru hattındaki difüzör(ler) vasıtasıyla belirli bir derinlikten denizedeşarj tarzındaki Termal ve Tuzlu Konsantre Deşarjları için karışım bölgesi Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Ek Tablo 2'de tanımlanmaktadır. Anılan yönetmelikte,deşarj noktasını merkez alan 75 m yarıçaplı daire içindeki su kütlesi karışım bölgesi olarak alınmaktadır. Termaldeşarj debisinin ≥ 5000 m³/gün olduğu tesisler için geçerli bu tanımın, açık bir kanal ile kıyından termaldeşarjlarda 150 m x 150 m'lik bir alana karşı geldiği

değerlendirilmektedir. Nükleer Santraller gibi, termal santrallerin 20~30 katı termaldeşarjı olan büyük tesislerde, karışım bölgesinin gerekli bilimsel çalışmalara dayalı olarak ayrıca belirlenmesi gerekmektedir (Stolzenbach ve Harleman, 1971; Stolzenbach ve Harleman, 1972; Bleninger ve Jirka, 2011; Öztürk, 2022).

Kıyından yapılacak termaldeşarjlar için karışım bölgesi, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre;deşarj noktasını merkez alan 500 m yarıçaplı bir daire içinde kalan $h=5$ m derinlikli su kütlesi olarak tanımlanmaktadır (YSKY, 2015). Dolayısıyla, kıyından yapılan (termal)deşarjlarda SKKY Ek Tablo 2'de belirtilen 150 m x 150 m'lik bölge ile Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği karışım bölgesi farklılık göstermektedir.

AB ülkelerinde, en genel haliyle bir boru hattı ucundaki tek bir noktadan veya difüzör üzerindeki çok sayıda delikten yapılan termaldeşarjlar için karışım bölgesi Şekil 2'deki gibi tanımlanmaktadır. Buna göre karışım bölgesi genişliği (L_{kar}) veya yarıçapı (r_{kar}),deşarj derinliğinin (H_{ort}) belli bir katına bağlı olarak L_{kar} (veya r_{kar}) = $N \cdot H_{ort}$ ifadesiyle verilmektedir. Buradaki N, hassas sularda 1, diğer yerlerde ise genellikle 2-3 alınmaktadır. Ancak karışım bölgesinin, önemli/büyük projeler özelinde, detaylı bilimsel çalışmalara dayalı olarak belirlenmesi önerilmektedir (Bleninger ve Jirka, 2011).

Dünya Bankası Uzmanlar Heyeti'nin, yeni yapılacak termik santralle ilgili rehberinde ise, hassas ekosistemlerin bulunmadığı yerlerde,deşarj noktasından itibaren 100 m'lik bölgenin (ilk yaklaşımla) karışım bölgesi olarak alınabileceği belirtilmektedir (World Bank Group, 1998).

2.2 Deşarj sıcaklığı ve karışım bölgesindeki sıcaklık artışı limitleri

Türkiye'de, SKKY Ek Tablo 2'ye göre, termaldeşarjlar için azami sıcaklık, Akdeniz Bölgesi'ndeki tesisler hariç, 35 °C'dir. Karışım bölgesi sonundaki ortalama sıcaklık artışı da yaz döneminde (Temmuz-Ağustos) $\Delta T \leq 1$ °C (Akdeniz için 3 °C), kış döneminde (Ocak-Şubat) $\Delta T \leq 2$ °C ile sınırlandırılmaktadır.

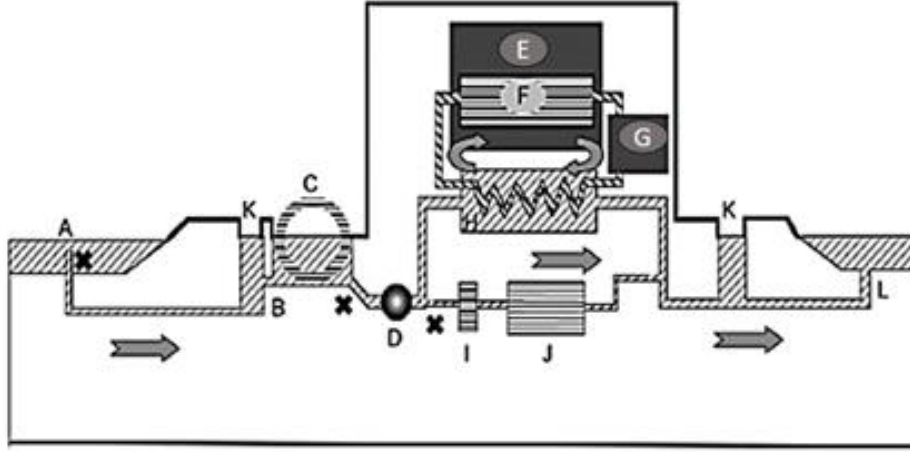
Ortalama sıcaklık için esas alınacak karışım bölgesi derinliği, termaldeşarj jetinin ortalama nüfuz derinliği (derin denizdeşarjları için) $h_{ort} \cong 0,20 \sim 0,25 x h_{deş}$ olarak tanımlanmaktadır.

Dünya Bankası Uzmanlar Heyeti'nin Yeni Kurulacak Termik Santrallere ilişkin rehber dokümanında ise, karışım bölgesi sonundaki ortalama sıcaklık artışının $\Delta T \leq 3$ °C olması önerilmektedir (World Bank Group, 1998; World Bank Group, 2007).

2.3 Deşarj akımı ve karışım bölgesindeki toplam bakiye klor limitleri

Tek geçişli deniz suyu ile soğutulan termik santrallerde, biyolojik büyümeyi engellemek üzere kullanılan klor seviyesinin;deşarj akımındaki toplam bakiye klor $\leq 0,2$ ppm olacak şekilde uygulanması önerilmektedir (World Bank Group, 1998).

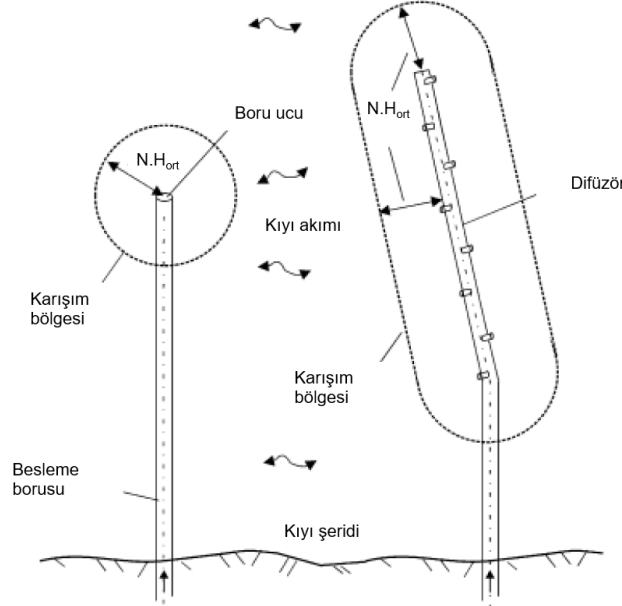
US EPA ise, karışım bölgesindeki azami ve sürekli toplam bakiye klor konsantrasyonlarının sırası ile 13 µg/L ve 7,5 µg/L değerlerini aşmamasını öngörmektedir (US EPA, 2006). Ancak çoğu durumda, termaldeşarj akımındaki toplam bakiye klor konsantrasyonunun (karışım bölgesindeki yüksek seyrelmelere güvenilerek) 0,4-0,5 mg/L seviyelerine kadar çıkabildiği bilinmektedir.



Şekil 1. Sahilde kurulu ve açık devre deniz suyuyla soğutulan tipik bir termik santral soğutma sisteminin bileşenleri. (A) Denizden su alma yapısı, (B) Kaba ızgaralar (40 mm aralıklı), (C) 10 mm gözenekli döner elek (4 paralel modül), (D) Ana soğutma suyu besleme pompası (4 adet), (E) Termik santral, (F) Buhar jeneratörleri, (G) Türbinler ve elektrik jeneratörleri, (H) Buhar yoğunlaştırıcıları (4 paralel modül), (I) 2 mm gözenekli basınçlı filtreler (4 modül), (J) Harici ve acil durum türbinleri ve elektrik jeneratörleri (16 modül), (K) Termal deşarj yüklenme odası, (L) Termal deşarj boru hattı, (X) Biyosit/klor enjeksiyon noktaları (Taylor, 2006).

Tablo 1. Soğutma yöntemlerinin birim maliyetleri (\$/kW) (Sundaram ve Daugard, 1974).

Soğutma yöntemleri	Maliyet/KW
Tek geçişli	2,0 \$-7,0 \$
Soğutma Lagünleri	4,0 \$-11,0 \$
Buharlaştırılmalı soğutma kuleleri	
Mekanik (Cebri) Çekişli	5,0 \$-13,0 \$
Doğal Çekişli	6,0 \$-16,0 \$
Buharlaştırılmasız Soğutma Kuleleri	
Mekanik (Cebri) Çekişli	18,0 \$-35,0 \$
Doğal Çekişli	20,0 \$-41,0 \$



Şekil 2. AB Ülkeleri için önerilen (termal) deşarj karışım bölgeleri (Bleninger ve Jirka, 2011).

3. Termal Deşarjların Çevresel Etkileri

3.1 Biyolojik büyümeyi kontrol amacıyla dezenfektan dozajlarının kontrolü

Soğutma suyu sistemlerinde biyolojik büyüme kontrolü amacıyla yaygın olarak kullanılan kimyasallar; oksitleyiciler (genellikle klor, ozon ve hidrojen peroksit) ve/veya oksitleyici olmayan (esas olarak aminler, aldehitler, izotiazolon) biyositlerdir. Genellikle biyosit aktivitesini arttırmak için sentetik dağıtıcılar (dispersan) veya enzimlerle takviye yapılır. Kullanım amaçları, dezenfeksiyonla mikrobiyal hücreleri öldürmek suretiyle biyolojik kirlilik sorununun çözüleceği görüşüne dayanmaktadır. Dezenfektanlara karşı biyo-tutunan

organizma hücrelerinin yüksek toleransı bulunmaktadır. Bu direnç, gen transferine, fenotipik (soyürel) adaptasyona ve mutasyonlara bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Biyotutunucu organizmaların yüksek direncinin bir sebebi de hücre dışı polimerik madde (EPS) matrislerinin anahtar rolü üstlendiği 3 boyutlu yapılarıdır. Bu karmaşık yapı; mikrobiyal hücrelerin, biyositlere maruz kalmadığı ölçüde, penetrasyonlarını sınırlayarak biyosit etkisini engelleyebilir. Bu nedenle, bu matrisin parçalanmasını optimize etmek, EPS matrisini bozarak ve mikrobiyal hücreleri biyosite maruz bırakarak dezenfeksiyon sürecini iyileştirmek için gereklidir. Genellikle dağıtıcı (dispersant) ve emülsiyonlaştırıcılar (emulsifier) soğutma suyu sistemlerinde biyositlerle birlikte

kullanılırlar ve hidrofilik ve hidrofobik olan fonksiyonel grupları sayesinde EPS matriksine nüfuz eder ve biyofilm yüzeyine ön şartlandırıcı etkisi sağlarlar. Sülfonatlar, sülfatlar ve kuaterner amonyum bileşikleri endüstriyel sistemlerde yaygın olarak kullanılan yüzey aktif maddeleri temsil eder (Di Pippo vd., 2018).

Yüksek biyo-parçalanabilirlikleri, düşük biyobirikim potansiyeli, toksik ve kanserojen olmayan özellikleri ile karakterize edilen, poliglizolitler başta olmak üzere 'yeşil' biyo-dağıtıcıların soğutma suyu sistemlerinde kullanılması daha uygundur. Benzer şekilde, proteazlar ve polisakarit hidrolize edici enzimler gibi enzim bazı deterjanların kullanımı da önemli EPS matriks bileşenlerine karşı aktivitelerinden yararlanarak temizleme sürecini iyileştirebilir. Biyofilm matriks kompozisyonu, farklı abiyotik koşullara ve biyofilm topluluğu çeşitliliğine bağlı olarak değişebilir. Soğutma suyundaki biyofilmler karmaşık mikrobiyal topluluktur. Bu biyofilmlerin EPS matriksleri var olan popülasyonu yansıtır ve bu durum EPS bileşiminin günlük fotosentez dalgalanmalarıyla yakından ilişkili olduğu fototrofik biyofilmlerdeki ışımaya gibi çevresel faktörlerin yanıtı ile değişebilir (Di Pippo vd., 2018).

Klor uzun yıllar boyunca, nispeten ucuz, kolay temin edilebilir ve uygulaması kolay olduğu için endüstrilerde en yaygın kullanılan biyosittir. Ozon da soğutma suyunu sterilize etmek için kullanılır; ancak, onun da bazı kısıtları vardır. Ozon suda hızla ayrışır, saf suda yarılanma ömrü birkaç saattir, ancak soğutma amaçlı kullanılan sularda, mevcut herhangi bir organik maddenin oksidasyonu ile yarılanma ömrü dakikalara iner. Bozunma hızı ayrıca, artan pH değerlerinde daha yüksek olmak üzere, suyun pH'ına da bağlıdır. Ozon ayrıca, doğal organik maddelerle reaksiyona girerek, genellikle öncülerinden daha yüksek hızlı biyolojik olarak parçalanabilen düşük moleküler ağırlıklı oksidasyon yan ürünler üretir. Bunlar biyolojik büyümeyi (biyo-tutunmayı) destekler ve ozonun dezenfeksiyon etkinliğini daha da sınırlar (Di Pippo vd., 2018). Çeşitli su canlıları için tavsiye edilen klor dozajı ve temas süreleri Tablo 2'de verilmektedir (Çeçen, 1973; Öztürk, 2022).

Klorlanmış suyu deşarj etmeden önce zararlı etkileri gidermek için deklorize etmek bir başka alternatiftir. Ancak klor giderme ilave işletme maliyetine sebep olmaktadır. Bu yüzden araştırmacılar, daha etkili, ekonomik ve çevreye duyarlı sistemler üzerine çalışmalarını sürdürmektedir.

3.2 Dezenfektanların çevresel etkileri

İngiltere'de deniz suyu ile soğutmalı termik santral soğutma devrelerinde düşük dozlu klorlamada uygulanacak usul ve esaslar, Lewis (1984) tarafından merkezi elektrik üretim kurumu (CEGA) için hazırlanan rehberde göre belirlenmiştir. Bu rehberde termik santral soğutma devresindeki klor seviyesinin, bilinçli olarak, ortamdaki midyelerin ölümüne yol açmayan ancak üremelerini yavaşlatan belli bir eşik değerinin altında tutulması önerilmektedir (Şekil 3). Bu eşik sürekli olarak aşılmasının gereksiz dezenfektan israfına yol açacağı ve kondenser cidarlarından sökülüp uzaklaştırılacak yüksek miktardaki deniz kabuklusu deşarjı dolayısıyla ilk karışım bölgesinde gereksiz yere yüksek katı madde kirliliğinin söz konusu olabileceği uyarılarına işaret edilmektedir. Bu rehberdeki usul ve esaslara uyulduğu takdirde, klorun en kötü halde termal deşarj karışım bölgesinde kronik etkisinden ziyade akut etkilerinin söz konusu olabileceği belirtilmektedir. Ancak pratikte, termal deşarj karışım bölgesinde gerçekleşen seyrelmelerin etkisiyle dezenfektanın kronik etkilerinin hızlıca giderilebileceği bilinmektedir. (Davis ve Coughlan, 1992). Klor konsantrasyonu ile sıcaklık arasındaki artan sinerjik etkinin de seyrelme etkisiyle yüksek oranda oksitleyici kaybı dolayısıyla, soğutma devresindeki canlılardan ziyade karışım bölgesi ve yakın civarındaki diğer canlılar üzerinde daha anlamlı olabileceği belirtilmektedir.

Yeterli türbülans ve difüzyon/dispersiyona sahip (~4-5 kez seyrelme) termal deşarj karışım bölgelerinde yürütülen bentik ortam çalışmaları, dezenfeksiyon yan ürünleri içeren termal deşarjların, deşarj etki bölgesindeki deniz canlıları üzerinde tür sayısı, bolluk veya biyokütle dağılımları itibarı ile önemli/fark edilebilir düzeyde bütünlük etkilere yol açmadığını göstermektedir (Bamber, 1993, Elliott vd. 1998).

(i) Dezenfeksiyon yan ürünleri

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin deniz canlılarındaki birikimini incelemek üzere Davis (1993) tarafından yapılan bir çalışmada, 0,1~0,2 mg/L bakiye klor içeren soğutma suyuna 22 hafta boyunca maruz bırakılan test organizmalarından (*Mytilus edulis*) alınan doku örneklerinde gaz kromatografisi ile yapılan analizlerde ölçülebilir düzeyde trihalometan (THM) tespit edilemediği belirtilmektedir.

Jenner vd. (1997) tarafından Avrupa'daki çok sayıda deniz suyu ile soğutmalı termik santral soğutma devresi giriş ve deşarjlarından alınan örneklerde ölçülen klorla dezenfeksiyon yan ürünü seviyeleri Tablo 3'te özetlenmiştir.

Tablo 3 incelendiğinde aşağıdaki hususların öne çıktığı görülmektedir:

- Bütün deşarjlarda ölçüm limitleri üzerinde değerler alan baskın dezenfeksiyon yan ürünleri (DBP) bromoform ve dibromasetonitril (DBAN) olmuştur.
- Deşarjlardaki Bromoform ve DBAN seviyeleri sırası ile 1~43 µg/L (ort: 16 µg/L) ve 0,1-5,0 µg/L aralıklarında değişmektedir.
- Deşarjlardaki toplam ekstrakte edilebilir organohalojen seviyesi (EOX) de 1~13 µg Cl/L aralığında değişim göstermektedir.
- Göreli daha düşük bromoform konsantrasyonları, ham soğutma suyunun daha temiz (düşük organik kirlilikli) ve az bulanık (düşük alg/plankton seviyeli) olduğu tesislerde görülmektedir (Jenner vd., 1997).
- Termal deşarjlarda ölçülen klorlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin, her bir yan ürüne ait akut zehirlilik limitlerinin ~1000 kat daha altında (~binde biri) kaldığı görülmektedir.

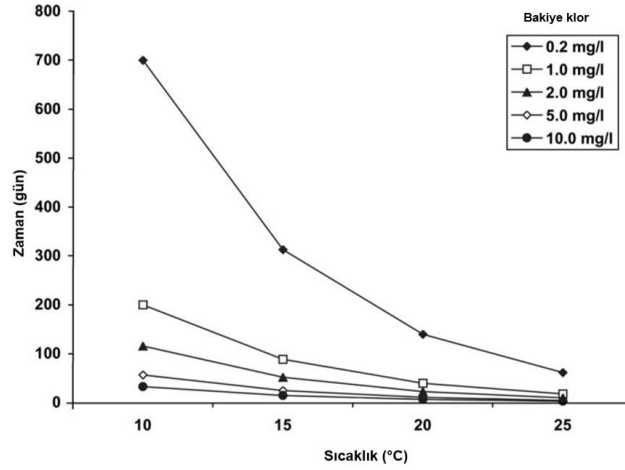
(ii) Soğutma Devresindeki Bütünlük Ekolojik Etkiler

Soğutma suyu ile sürüklenen canlıların maruz kaldıkları bütünlük etkileri laboratuvar şartlarında incelemek üzere bir maruziyet mimik birimi (entrainment mimic unit –EMU) tanımlanmıştır (Bamber ve Seaby, 2004). EMU'nun esasları, bir termik santral kondenserinden geçen deniz suyuna hassas şekilde dezenfektan dozlanıp ısıtılmasıdır. Soğutma sularında bulunan çeşitli plankton sınıfı deniz canlıları laboratuvar ölçekli deney düzeneğinden geçirilerek tekil ve/veya bütünlük basınç değişimi, klor dozu, ısı ve mekanik kayma gerilmesi etkilerine maruz bırakılmaktadır. (Turnpenny ve Taylor, 2000).

Taylor (2006)'nın yaptığı çalışmaya göre, 10 dakika süreyle; $\Delta T = 11^\circ\text{C}$ sıcaklık artışı, 0,2 mg/L bakiye klor seviyesi ve -0,2 ~-2,4 atm basınç değişkenlerinin farklı kombinasyonları uygulandığı çeşitli deniz canlıları üzerindeki etkiler, türlere ve hayat evrelerine göre farklılık göstermektedir. Çalışmanın sonuçları, klorlu dezenfektan ve oluşan yan ürünlerin alıcı ortamda, karışım bölgesindeki akut zehirlilik veya daha yaygın ekotoksikolojik etkilerinin sınırlı düzeyde kalacağına işaret etmektedir. Buna mukabil, soğutma suyu devresinde sürüklenen deniz canlılarının; sıcaklık farkı/artışı (ΔT), basınç ve diğer stres unsurları dolayısıyla maruz kaldığı bütünlük etkilerin daha ağırlıklı olduğu görülmektedir. Aynı çalışmada, soğutma devresinden geçen larva ve planktonik organizmaların %30'lara varan oranlarda hasar görebileceği belirtilmektedir.

Tablo 2. Çeşitli su canlıları için klor dozu temas süresi ilişkileri (Çeçen, 1973; Öztürk, 2022).

Canlı Türü	Serbest Bakiye Klor Seviyeleri (mg/L)	Temas Süresi
Deniz Canlıları		
Bakteriler	0,5	5-7 dk
Demir ve Sülfür Bakterileri	1	60 dk
Algler	1	60 dk
Kabuksuz Deniz Organizmaları	1	60 dk / 8 saat
Kabuklu Organizmalar (siyah midye) <i>Mytilus edulis</i>	0,5-1,0 (Üreme Mevsiminde T > 8 °C)	Sürekli
	2-4 (Üreme Mevsimi Başında 7 gün süreyle)	Kesikli
	1,5 (Diğer Zamanlarda)	Sürekli



Şekil 3. Termik santral soğutma devresinde bakiye klor ve sıcaklığa bağlı olarak deniz midyelerinin (*Mytilus edulis*) tahmini ölüm süreleri (Lewis, 1984).

Tablo 3. Sahillerde kurulu termik santrallerin soğutma devresi giriş ve çıkışından alınan örneklerde ölçülen klorla dezenfeksiyon sonrası oluşan yan ürünler (Taylor, 2006).

	Konsantrasyon Aralığı (µg/L)	
	Giriş	Çıkış
Başlangıçta bakılan temel kirleticiler		
Kloroform	<0,1	<0,1-0,3
Bromoform	<0,1-1,0	1-43
Dibromoklorometan (DBCM)	<0,1	<0,1-2,2
Diklorobromometan (DCBM)	<0,1	<0,1-1,0
Monokloroasetik asit (MCAA)	<1	<1
Dikloroasetik asit (DCAA)	<1	<1
Trikloroasetik asit (TCAA)	<1	<1
Monobromoasetik asit (MBAA)	<1	<1-5
Dibromoasetik asit (DBAA)	<2	<2-10
Dibromasetonitril (DBAN)	<0,1	0,1-5,0
2, 4-Diklorofenol (2,4-DCP)	<0,4	<0,4
2, 4, 6-Triklorofenol (2,4,6-TCP)	<0,06	<0,06
2, 4-Dibromofenol (2,4-DBP)	<0,02	<0,02
2, 6-Dibromofenol (2,6-DBP)	<0,1	<0,1
2, 4, 6-Tribromofenol (2,4,6-TBP)	<0,05	<0,05-0,3
Asidik/bazik petrol eteri ile ekstrakte edilen toplam organohalojenler: EOX	0,3-2,4 µg Cl/L	1-13 µg Cl/L
Toplam asidik/bazik petrol eteri ile XAD reçinelerinin ekstraksiyonu yoluyla adsorbe edilen toplam organohalojenler: XADOX	1-20 µg Cl/L	3-15 µg Cl/L
Daha sonra eklenen kirleticiler		
Dibromoetan	0,1	0,7
1, 2, 3-Trikloropropan	0,2	15,8
2- Klorotoluen	0,1	2,2
4- Klorotoluen	0,1	1,3
1, 2- Dibromo-3-kloropropan	<0,1	1,2
1, 2, 3-Tribromobenzen	<0,1	1,1

Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

4. Termal Deşarjarda Karışım Bölgesindeki Seyrelme Hesapları ve Termal Bulutun Uzak Alan Taşınım Modellemesi

Karışım bölgesinde seyrelme hesapları

Termal jet deşarjlarının deniz ortamında seyrelme ve soğumasında başlıca iki ardışık süreç etkili olmaktadır. Bunlardan ilki, yakın alan seyrelmesi (ilk seyrelme, birinci seyrelme (D_1)) olarak bilinen, deşarj karışım bölgesinde jet, momentum ve yoğunluk farkı etkisiyle gerçekleşen seyrelmedir. Karışım bölgesinde D_1 kez seyrelen termal jetin içinde 1 birim sıcak/ısınmış deşarj akımı ile D_1-1 birim deniz suyu (karışım bölgesindeki doğal ortamdan jet içine nüfuz eden su) bulunmaktadır. Karışım bölgesinde, bünyesine D_1-1 birim deniz suyu alıp seyrelerek soğuyan termal jet, bu bölgenin sonunda jet etkisinin kaybolması sonucu "termal bulut" halini alarak başlıca; rüzgâr, akıntı, türbülans, difüzyon ve dispersiyon süreçlerinin müşterek etkisiyle taşınarak genişler ve yüzeyden ısı kaybederek soğur. Bu süreç termal bulutun uzak alan seyrelmesi/soğuması veya ikinci seyrelme (D_2) olarak adlandırılır.

4.1 İlk seyrelme hesabı

(i) Boru hattı ucundaki difüzörden termal deşarj durumu

Termal jet deşarjı karışım bölgesinde, u_c hızlı akıntı yoluyla sağlanabilecek ortalama ilk seyrelme D_1 ; süreklilik denklemi esas alınarak,

$$Q_d x (D_1 - 1) = u_c x L_d x h^* \quad (1)$$

hesaplanabilir (Şekil 4a). Burada;

Q_d : deşarj debisi (m^3/s)

D_1 : ilk seyrelme,

u_c : difüzöre dik akıntı hızı (m/s)

L_d : difüzör uzunluğu (m)

h^* : termal deşarj bulutunun karışım bölgesi sonundaki kalınlığı (m)

olup difüzör ortasındaki derinliğin $1/4 \sim 1/5$ 'i ($\approx h^* \approx 0,20 \sim 0,25 h_{ort}$) alınır (Öztürk, 2022).

D_1 hesaplandıktan sonra, Q_d debisinin ($D_1 - 1$) Q_d kadar ısınmamış deniz suyu ile karışımı esası ile, sıcaklıklar üzerinde kütle dengesi ile ortalama sıcaklık artışı (ΔT) bulunur.

(ii) Açık kanal ile kıyından deşarj durumu

Literatürde, "sıcak suların açık kanalla (alıcı ortamlara) jet deşarjı" başlığı altında ele alınan bu husus, dünya genelinde termik santral termal deşarj sistemi tasarımında yaygın biçimde uygulanmaktadır (Şekil 4b) Konu hakkındaki teorik ve deneysel fiziksel modelleme çalışma sonuçları ile sistem tasarımına yönelik yöntem ve öneriler Stolzenbach ve Harleman (1971), (Stolzenbach ve Harleman (1973) ve Jirka ve Harleman (1975) tarafından kapsamlı olarak açıklanmıştır.

Açık kanal ile sahilden denize yapılan yüzeysel termal jet deşarjlarında, karışım bölgesi sonundaki kararlı bölge için hesaplanan teorik seyrelme (ilk seyrelme D_1) değerlerinin Densimetrik Froude sayısı F_{rd} ve kanal derinlik/yarı genişlik oranı (A) ile değişimi Şekil 5'te verilmektedir (Stolzenbach ve Harleman, 1973). Şekilden de görüldüğü üzere, karışım bölgesindeki (ilk) seyrelme öncelikle F_{rd} tarafından kontrol edilmekte olup A 'nın etkisi daha sınırlıdır. Açık kanaldan deşarj edilen termal jet akımları için densimetrik Froude sayısı F_{rd} ,

$$F_{rd} = u_0 / [\Delta\rho / \rho_a \cdot g \cdot h]^{0,5} \quad (2)$$

ifadesi ile de verilmektedir. Bu ifadede,

u_0 : B genişlikli açık kanaldan deşarj edilen termal jet akımının ortalama hızı (m/s),

$\Delta\rho$: termal jet deşarj ortamı ile deniz suyu yoğunlukları arasındaki farkı (genellikle $0,002 \sim 0,003$ alınır),

ρ_a : deşarjların yapıldığı deniz suyu yoğunluğunu (g/cm^3),

g : yerçekimi ivmesini (cm/s^2) ve

h : kanaldaki su derinliğini (m)

göstermektedir.

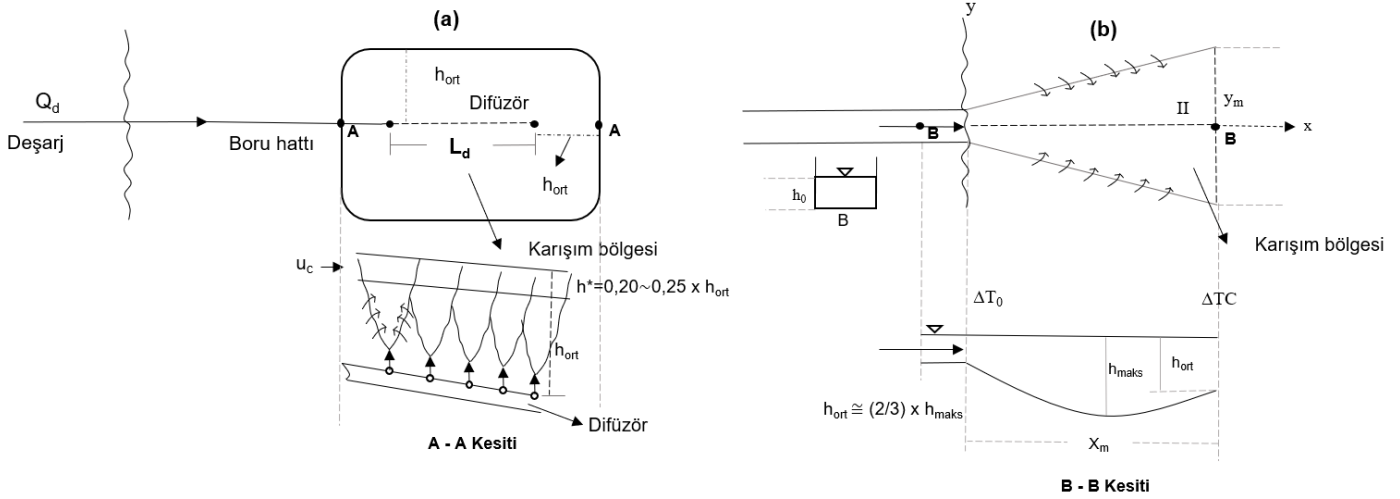
Yüzen termal jetlerde, jetin azami kalınlığı ya da dikey penetrasyon (nüfuz) derinliği de Denklem 3 ile verilmektedir (Stolzenbach & Harleman, 1973):

$$\frac{H_{maks}}{\sqrt{h_0 x b_0}} = 0,5 x F_{rd} \quad (3)$$

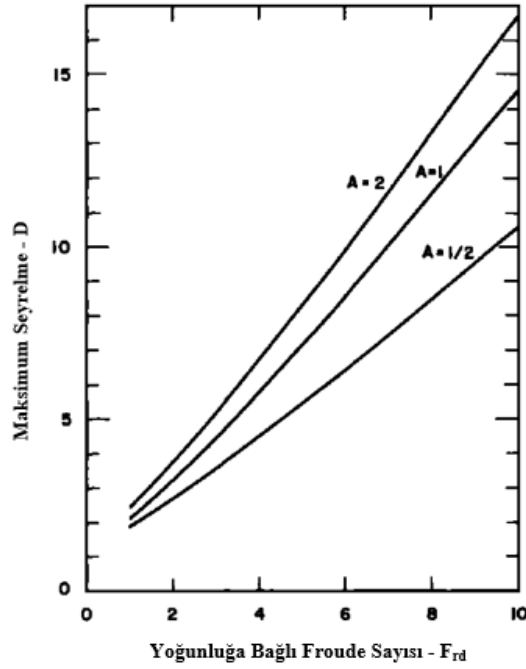
Derinliği h_0 ve yarı genişliği b_0 ($B/2$) olan bir dikdörtgen kanalla deniz ortamına yapılan termal yüzeysel jet deşarjları ile ilgili teorik analizler ve kritik deneysel parametreler olan $F_{rd} = 1 \sim 11$ ile $A = h_0/b_0 = 0,35 \sim 5,7$ aralığında yürütülen kapsamlı Fiziksel Model deneylerinden elde edilen sonuçlar; jet eksenini, $(x, z) = (x, 0)$, üzerindeki normalize sıcaklık artış oranı $\Delta T_c / \Delta T_0 = (T_c - T_a) / (T_0 - T_a)$ ile bu değerini yarıya düşüğü belli bir $x = x_1$ yatay mesafesinde y ve z yönlerindeki termal jet yarı genişlik ($b_{1/2}$) ve derinlik (kalınlık) ($h_{1/2}$) değerleri cinsinden $x / (b_0 \times h_0)^{0,5}$ boyutsuz parametresine bağlı olarak çeşitli grafiklerle verilmiştir (Stolzenbach ve Harleman, 1973). Anılan çalışmada, kıyından su yüzeyine termal jet deşarjlarında termal jetin davranışının belirlenmesi ile ilgili olarak yürütülen fiziksel modelleme çalışmalarında, densimetrik Froude Sayısı'na (F_{rd}) bağlı olarak karışım bölgesi sınırını belirleyen ($\Delta T_c / \Delta T_0$ oranının sabit olduğu/plato yaptığı) $x / (h_0 \cdot b_0)^{1/2}$ oranlarının değişimi de Şekil 6'da gösterilmiştir. Şekildeki sütunlar yanında parantez içinde verilen sayılar $A = h_0/b_0$ oranlarını göstermektedir. Bu grafik yardımıyla belli bir F_{rd} ve (h_0/b_0) için karışım bölgesi sınırındaki $X_m / (h_0 \cdot b_0)^{0,5}$ oranlarından hareketle karışım bölgesi boyu/uzunluğu ($L \approx X_{karışım}$) hesaplanabilir. Böylece karışım bölgesi, kıyından yüzeye deşarj yapılan kanalın denize çıkış noktasından ($X = 0$) itibaren, $B=L=X_m$ boyutlu bir alan olarak belirlenebilir.

4.2 Uzak alan seyrelmesi/taşınımı

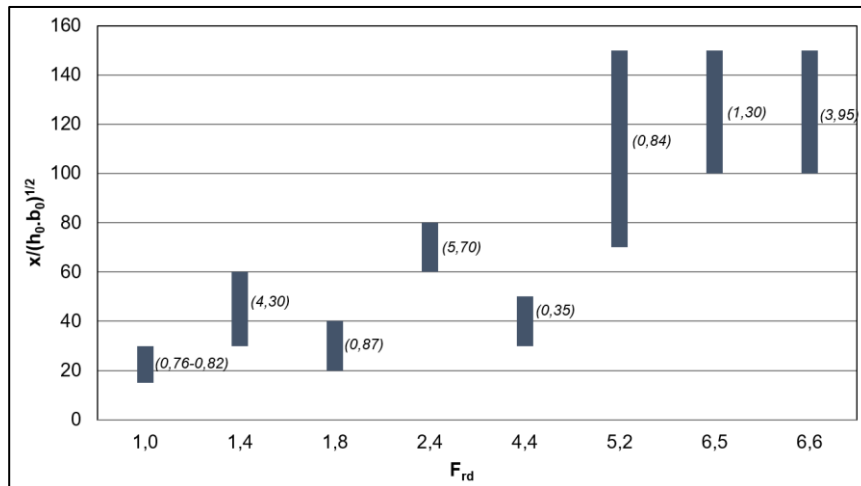
Bu bölümde, Kocaeli Dilovası bölgesinde kurulu olduğu varsayılan ~ 250 MW kurulu güçteki, hipotetik bir termik santralin (TS), açık devre soğutma suyu, termal deşarjının alıcı ortamda yol açacağı sıcaklık artışları ile termal deşarj bulutunun taşınım ve etki alanı Delft 3D Hidrodinamik (HD) ve Hidrotermal (HT) Modeli ile modelleneyecektir. Söz konusu hipotetik TS, Dilderesi'nin İzmit Körfezi'ne çıkış noktasının ~ 300 m yukarısında yer almakta olup, Körfez'in -18 m derinlikli kesiminden $Q = 10,5$ m^3/s debili soğutma suyu, Dilderesi üzerinden ortalama $+7$ °C ısınmış halde Körfeze deşarj edilmektedir (Şekil 7). Denizden alınan soğutma suyunun yaz (Temmuz-Ağustos) ve kış (Ocak-Şubat) dönemi ortalama sıcaklıkları sırası ile 15 °C ve 8 °C olup termal deşarj suyu sıcaklıkları da yaz ve kış dönemi ortalamaları itibarı ile $22,5$ °C ve 19 °C alınabilmektedir. Dilderesi'nin kış ve yaz dönemi ortalama akımları sırası ile $2,5$ m^3/s ve $0,5$ m^3/s 'dir. Bu verilerle, termal deşarj karışım bölgesi ve sonrasında (uzak alanda) sıcaklık artışı durumu ile ilgili hesap ve Delft 3D HD ve HT Modelleme sonuçları aşağıda özetlenmiştir



Şekil 4. Karışım bölgesi tanımları: (a) boru ucundaki difüzörden deşarj, (b) kıyıdan açık kanalla su yüzeyine deşarj.



Şekil 5. Termal deşarj karışım bölgesindeki ilk seyrelme hesap grafiği (Stolzenbach ve Harleman, 1973).



Şekil 6. Açık kanalla termal jet deşarjlarında densimetrik Froude Sayısı $x/\sqrt{(h_0 \cdot b_0)}$ oranı ilişkisi. (Parantez içindeki sayılar h_0/b_0 oranlarını göstermektedir.) (Stolzenbach ve Harleman, 1973'ten üretilmiştir.).

Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

Termal deşarjlarda difüzör civarındaki karışım bölgesindeki ilk seyrelme (D_1) akıntı yoluyla gerçekleşen seyrelmeye eşit alınarak bulunabilir. Uzak alan seyrelmesi de ilk karışım bölgesi sınırından itibaren hâkim akıntı yönünde; akıntı, türbülans ve dispersiyon etkileri dikkate alınarak 2 boyutlu (su yüzey düzleminde taşınma mesafesine (x) bağlı olarak) iyi bir yaklaşımla hesaplanabilir. Bu bağlamda, Öztürk vd. (1995) ve Öztürk vd. (2000) Türkiye'nin Marmara Denizi sahillerinde yer alan 480 MW güçteki doğal gaz yakıtlı bir kombine çevrim santralının açık devre deniz suyu ile soğutma sistemi termal deşarjının deniz ortamındaki termal etkilerini, saha verileri ile kalibre edilmiş bir hidrotermal yazılımı ile modelleyerek; karışım bölgesinde ilgili çevre mevzuatında öngörülen sıcaklık artışı sınırlarının sağlandığını göstermişlerdir.

(i) Termal Deşarj Karışım Bölgesi'ndeki Seyrelme ve Sıcaklık Artışı Hesapları

Termal deşarjın yapıldığı mansap kesiminde, Dilderesi ortalama genişliği $B = 40$ m ve yatak pürüzlülüğü $n \approx 0,025$ alınarak yaz ve kış dönemleri için daha önce verilen yöntemle göre hesaplanan Densimetrik Froude Sayıları (F_{rd}), ilk seyrelme ve termal deşarjın maksimum nüfuz derinlikleri Tablo 4'teki gibidir:

Tablo 4. Termal deşarj karışım bölgesi için hesaplanan yaz ve kış dönem verileri.

Mevsim	F_{rd}	$h_0/(B/2)$	D_1	h_{maks}
Yaz	6,1	~0,02	~4	~9
Kış	6,0	~0,02	~4	~9

Bu tür dere veya açık kanal ile kıyıda yapılan yüzeysel termal jet deşarjlarında elde edilecek ilk seyrelmenin 4~6 aralığında kalacağı bilinmektedir (Bleninger ve Jirka, 2011).

Bu veriler dikkate alınarak SKKY Ek Tablo 2'de belirtilen 150 m x 150 m'lik karışım bölgesi sonundaki yaz ve kış dönemi ortalama sıcaklık artışları da termal deşarj karışım bölgesinde atmosfer ve deniz suyu ile ısı alışverişi ihmal edilerek, sırası ile $\Delta T \approx 2,1$ °C ~ 2,0 °C bulunur. Bu hesaplarda, kış dönemi için Dilderesi akımı ve deredeki soğuma dolayısıyla termal deşarj sıcaklığının 18 °C'ye düşeceği, su alma noktasındaki deniz suyu sıcaklığının da ~8 °C olacağı esas alınmıştır.

Bu verilerden hareketle, termal deşarjın bulut halini alacağı dere ağzından ~150 m çıktığı (karışım bölgesi sonu) ortalama sıcaklık artışlarının $\Delta T_{yaz} \leq 1$ °C ve $\Delta T_{kış} \leq 2$ °C olacağı söylenebilir. Uzak alanda akıntı, türbülans, difüzyon, dispersiyon ve yüzeyden soğuma süreçlerinin müşterek etkisi ile termal deşarj bulutunda oluşacak sıcaklık artışlarının da Delft 3D HD ve HT Modeli ile aşağıdaki gibi olacağı öngörülmektedir.

(ii) Delft 3D HD ve HT Modeli ile Termal Deşarj Bulutunun Taşınımı ve Soğumasının Belirlenmesi

Bu çalışmada, Delft3D modeli kullanılarak termal bulutun akıntı, türbülans, dispersiyon, rüzgâr hızı, atmosferle ısı alışverişi gibi etkenler altında yayılımı modellenmiştir. Delft3D yazılımı kıyı bölgelerinde hidrodinamik ve termal modelleme alanlarında oldukça yaygın olarak kullanılan açık kaynak kodlu bir yazılımdır (Sana, 2015; Durán-Colmenares et al., 2016; Morelissen et al., 2016; Råman Vinnå et al., 2017; Bermúdez et al., 2018; Laguna-Zarate et al., 2021). Delft 3D, yoğunluk ifadesindeki sıcaklık ve tuzluluk parametrelerini zaman, mekân ve derinlik ile değişen şekilde kullanma imkânı sağlamakta olup, yine zamanla değişen gelgit ve meteorolojik koşulları göz önüne alarak, hidrodinamik modelleme yöntemlerinin uygulaması mümkün olmaktadır. Model, sıkıştırılmaz serbest yüzeyli akımlar için 3-boyutlu Navier-Stokes denklemlerinden türetilen sığ su denklemlerini hidrostatik basınç kabulü altında çözmektedir (Deltares, 2014). Modelde kullanılan x- ve y- yönündeki momentum denklemleri:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{w}{d+\zeta} \frac{\partial u}{\partial z} - f v = -\frac{1}{\rho_0} P_x + F_x + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial z} \left(v_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) + M_x \quad (4)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{w}{d+\zeta} \frac{\partial v}{\partial z} - f u = -\frac{1}{\rho_0} P_y + F_y + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial z} \left(v_v \frac{\partial v}{\partial z} \right) + M_y \quad (5)$$

şeklinde ifade edilmektedir. Burada,

u, v ve w: akıntı hız bileşenleri,
 ζ : su yüzeyi kotu,
d: su derinliği,

V_v : düşey türbülans viskozitesi,
f: Coriolis parametresi,

ρ_0 : ortalama yoğunluğu,

P_x ve P_y : yatay basınç bileşenleri,

M_x ve M_y : çökeltme ya da dış kaynaklara bağlı momentumu (harici momentum katkıları),

F_x ve F_y : Reynolds gerilmelerini temsil etmektedir.

Derinlik ortalamalı süreklilik denklemi ise Denklem 6'daki gibi ifade edilmektedir:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial(d+\zeta)u}{\partial x} + \frac{\partial(d+\zeta)v}{\partial y} = (d+\zeta)Q \quad (6)$$

Burada,

U ve V: derinlik ortalamalı hız bileşenleri,

Q: suyun deşarj, tahliye, yağış veya buharlaşmadan dolayı birim alandaki katkısı ifade etmektedir.

Isı ve madde taşınımını ise Denklem 7 ile çözülmektedir.

$$\frac{\partial(d+\zeta)c}{\partial t} + \frac{\partial[(d+\zeta)uc]}{\partial x} + \frac{\partial[(d+\zeta)vc]}{\partial y} + \frac{\partial \omega c}{\partial z} = (d+\zeta) \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_h \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_h \frac{\partial c}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{(d+\zeta)} \frac{\partial}{\partial z} \left(D_v \frac{\partial c}{\partial z} \right) + Q \quad (7)$$

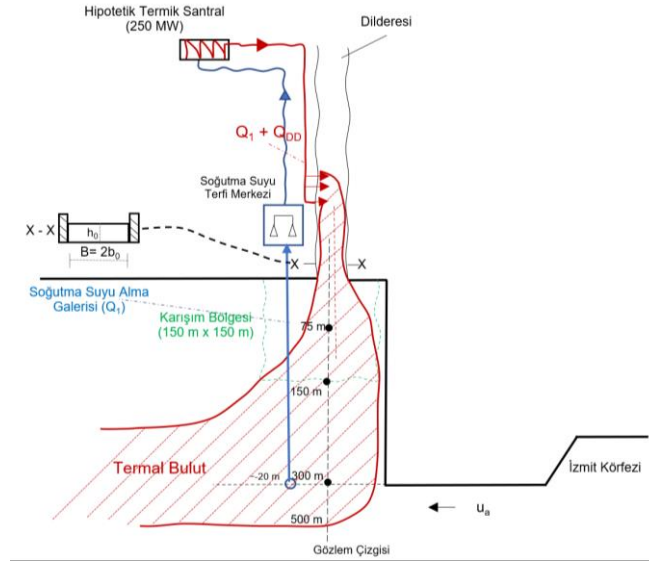
Burada,

c: madde konsantrasyonu,

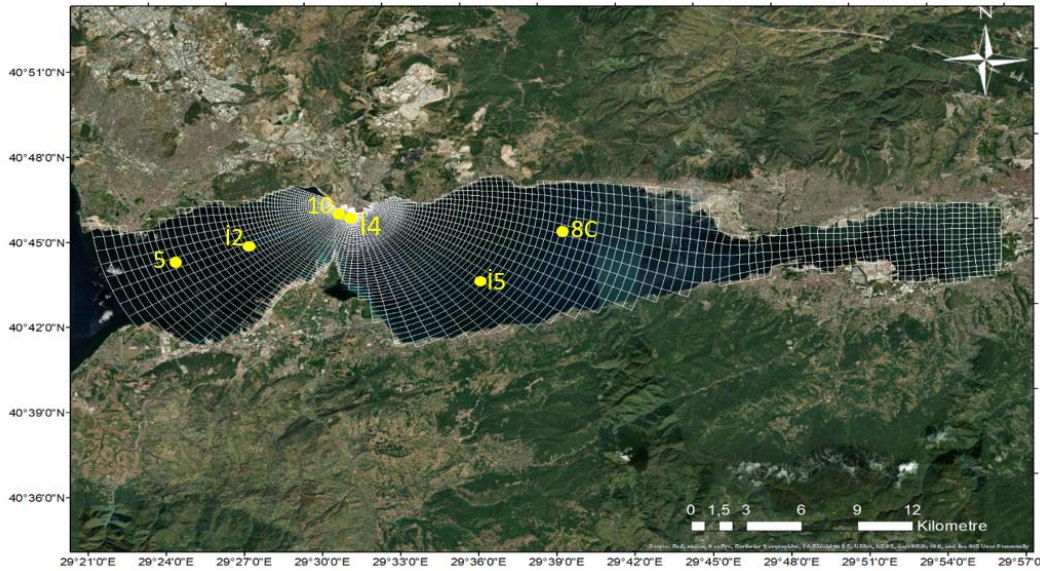
D_h ve D_v : yatay ve düşey difüzyon katsayılarını göstermektedir.

Hipotetik bir termal deşarjın yol açacağı sıcaklık artışının ve etki alanının belirlenmesi amacıyla, İzmit Körfezi'nin tamamını kapsayan geniş bir alan için yatayda eğrisel, düşeyde ise Z-model tipinde bir hesap ağı oluşturulmuştur (Şekil 8). Hesap ağının deşarj çıkışı yakınlarında sıklaştırılmasıyla, bu bölgede daha detaylı çözüm elde edilmesi mümkün kılınmıştır. Yatayda hesap ağı çözünürlüğü deşarj bölgesi yakınlarında 10 m civarında iken Körfez'in Marmara Denizi ile birleştiği kısımlarda 1 km değerine kadar düşmektedir. Düşeyde ise yüzeyde yaklaşık 2 m olan katman kalınlığı, en derin bölgede 48 m'ye ulaşmaktadır.

Modelleme alanında Körfez'in Marmara Denizi'ne açıldığı kısımda bir adet açık deniz sınırı bulunmaktadır. Bu sınır koşulunu tanımlamak için zamanla değişen su seviyesi, sıcaklık ve tuzluluk profillerine ihtiyaç duyulmaktadır. Model sınırında sürekli ölçülmüş veri bulunmadığından, çalışma alanına ait açık deniz sınır koşullarını elde edebilmek amacıyla Şen vd.'nin (2022) bölgesel modelinden faydalanılmıştır. Kullanılan bölgesel model Karadeniz, Marmara Denizi, Boğazlar ve Ege Denizi'nin kuzey bölümünü kapsamaktadır. Bölgesel model Marmara Denizi, İstanbul ve Çanakkale Boğazı'nda mevcut olan ölçümler kullanılarak kalibre edilmiş bir modeldir. Model hakkında detaylı bilgiler Öztürk (2021) ve Şen vd. (2022) çalışmalarında yer almaktadır. Bu model çıktıları 2008-2018 yıllarını kapsamaktadır. Bu çalışmadaki zaman periyoduna ait çıktıları da oluşturmak amacıyla, bölgesel model 1999-2000, 2005-2006 ve 2021-2022 yılları için de çalıştırılmıştır.



Şekil 7. Dilderesi ve hipotetik termik santral görünümü.



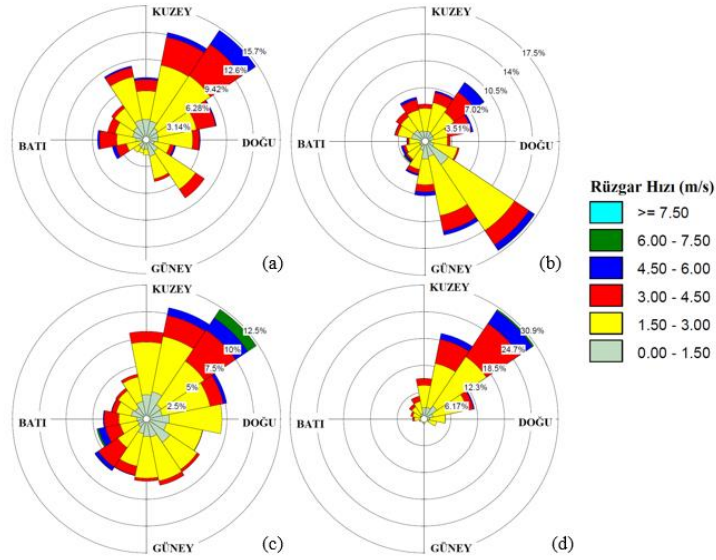
Şekil 8. Çalışma alanı ve hesap ağı gösterimi (Sarı noktalar kalibrasyon çalışmasında kullanılan ölçüm istasyonlarını göstermektedir).

Bu çalışmada meteorolojik girdi olarak ECMWF tarafından üretilen ERA5 saatlik reanaliz rüzgâr hızı ve yönü verileri kullanılmıştır. Modelleme alanına ait mevsimlik rüzgâr gülleri Şekil 9'da verilmiştir. Sonbahar, ilkbahar ve yaz dönemine ait rüzgâr gülleri incelendiğinde kuzeyli rüzgârların hâkim olduğu görülmektedir. Kış döneminde ise güneyli rüzgârların etkili olduğu görülmektedir. Ortalama rüzgâr hızı yoğun olarak 1,5 – 3,0 m/s ve 3,0 – 4,5 m/s arasında değerler almakta olup, kış döneminde rüzgâr hızlarında artış gözlenmektedir.

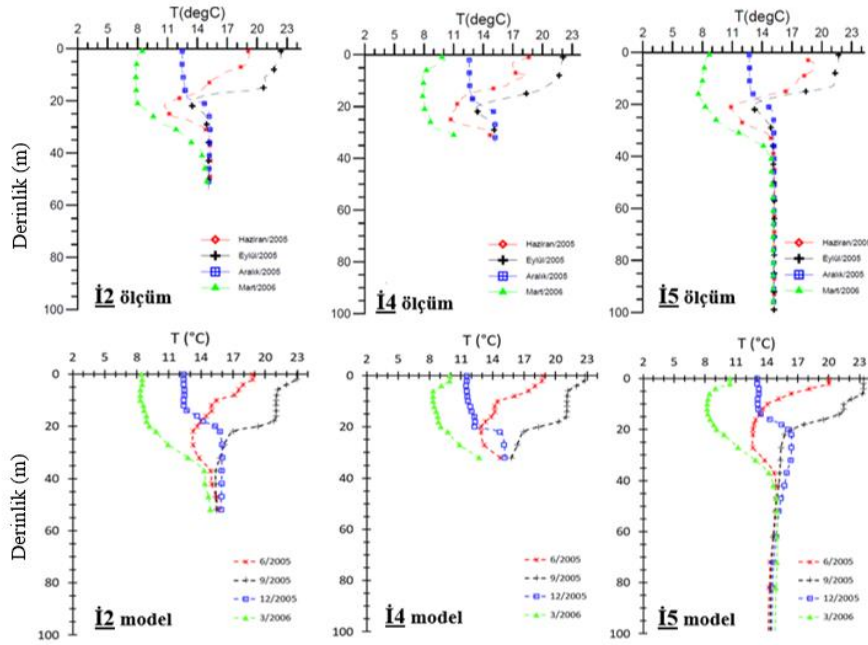
İzmit Körfezi için hazırlanan modelin doğruluğunu test etmek amacıyla T.C. Çevre Bakanlığı (2000), Ünlü ve Alpar (2004) ve Müftüoğlu (2008) kaynaklarında yer alan veriler kullanılmıştır. Bu çalışmalarda Şekil 8'de gösterilen 4 farklı istasyonda 1999-2000 ve 2005-2006 yıllarında yapılan sıcaklık profili ölçümlerinden faydalanılmıştır. Model sıcaklık tahminlerinin ölçümlerle karşılaştırması Şekil 10 ve Şekil 11'de verilmiştir. Model, ölçümlerle tutarlı sonuçlar vermektedir. Kış mevsiminde su yüzeyi sıcaklığı yaklaşık 7 °C değerine kadar düşerken, yaz mevsiminde yüzey sıcaklıkları 23 °C değerine kadar çıkabilmektedir. Derinde ise su sıcaklığı daha stabil olup, yaklaşık 15 °C olmaktadır. Hem gözlem hem

de model çıktılarında yaklaşık 10 m–30 m derinlikleri arasında kalınlığı değişken termoklin tabakası elde edilmiştir.

Körfez'deki genel sirkülasyon yapısı ise Ünlü ve Alpar (2004) çalışmasına göre körfezin güneyinde doğu yönünde olup, körfezin kuzeyinde ise batı yönündedir. Yüzeydeki akıntı hızları da 10 cm/s – 40 cm/s arasında değerler almaktadır (Şekil 12a). Müftüoğlu (2008) dış körfezde 0-15 cm/s arasında olan akıntı hızının Dil Burnu civarında artarak 20-30 cm/s gibi değerlere ulaşmakta olduğunu belirtmiştir. Model çıktıları incelendiğinde Eylül- Mayıs ayları arasındaki 9 aylık periyotta tahmin edilen genel sirkülasyon yapısının, Ünlü ve Alpar (2004) çalışmasıyla benzer olduğu görülmektedir (Şekil 12). Akıntı kuzey körfezde batı yönünde, güney körfezde ise doğu yönündedir. Dil Burnu'nun batısında siklonik sirkülasyon meydana gelirken doğusunda ise antisiklonik bir akıntı yapısı bulunmaktadır. Yaz döneminde ise (Haziran-Ağustos) yüzey sirkülasyonu körfez boyunca genel olarak batı (körfez dışına) yönündedir (Şekil 13). Elde edilen model sonuçlarına göre dış körfezde ortalama akıntı hızı 15 cm/s iken, Dil Burnu geçişinde 22 cm/s'dir.



Şekil 9. Modelleme alanı mevsimlik rüzgâr gülleri: a) sonbahar; b) kış; c) ilkbahar; d) yaz.



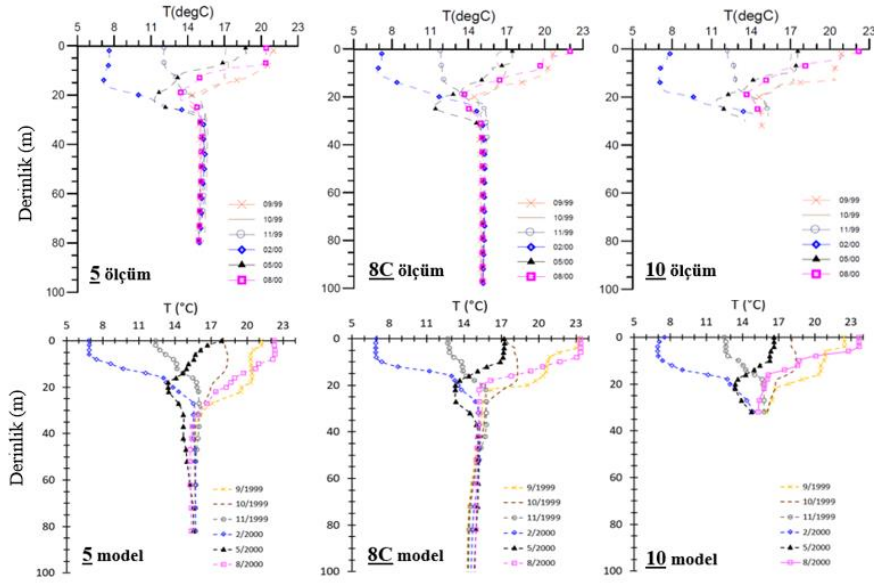
Şekil 10. 2005-2006 yılları arasında ölçüm (üst panel) ve model (alt panel) sıcaklık profilleri.

Termal Deşarj Senaryosu. Uzak alan sıcaklık modellerinde ilk olarak, su alma ve deşarj yapılmadığı durum için modelleme çalışması (S1 Senaryosu) gerçekleştirilmiştir. Bu senaryo, sıcak su deşarjı yapılan senaryolar için referans oluşturacaktır. Oluşturulan hidrodinamik model alt yapısı üzerine hipotetik bir termik santralin su alma ve deşarj bölgeleri tanımlanarak uzak alan sıcaklık yayılımı senaryosu oluşturulmuştur (S2 Senaryosu). Model üzerinde tanımlanan su alma ve deşarj noktalarının konumları Şekil 8'de verilmiştir. Bu senaryoda su alma noktasından çekilen su 7 °C ısıtılarak Dilderesi'nden Körfez'e bırakılmıştır. Deşarj debisi sabit 10,5 m³/s olarak alınmıştır. İki senaryo da kış mevsimini temsilen Şubat ve yaz mevsimini temsilen ağustos ayı için çalıştırılmıştır.

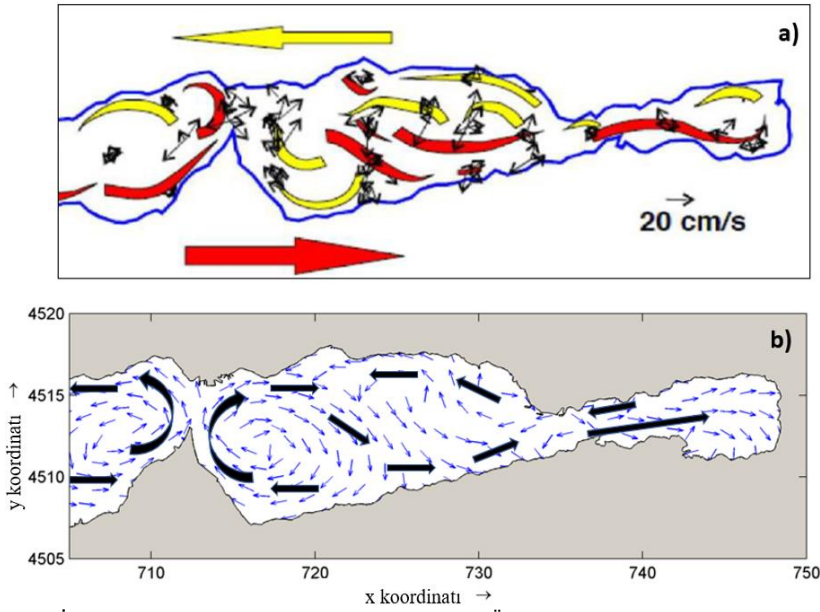
Kış ve yaz dönemi için su yüzeyinde elde edilen aylık ortalama sıcaklık farklarının (S2-S1) alansal değişimi Şekil 14'te sunulmuştur. Şekillerdeki kesikli çizgiler 0,5 °C ve 0,1 °C'lik sıcaklık artışlarının sınırlarını belirtmektedir. Simülasyon sonucuna göre, termal bulut kış döneminde daha fazla yayılım göstermiştir. Bu dönemde 1 °C'lik sıcaklık artış çizgisi liman çıkışına kadar ulaşmaktadır. Yaz döneminde ise etki alanı oldukça dar bir bölge ile sınırlıdır. Yaz dönemindeki 1 °C'lik ve

0,5 °C'lik sıcaklık artış çizgisi liman içinde kalmaktadır. Yaz döneminde su sıcaklığı derinlikle azalmaktadır ve su alma yapısı tarafından ortamdaki çekilen su (yaklaşık 18 m derinlikten) yüzeyle göre daha soğuk kalmaktadır. Çekilen suyun 7 °C ısıtılarak yüzeyle geri verilmesi halinde su yüzeyi ve termal deşarj arasında daha düşük sıcaklık farkı oluşmaktadır. Dolayısıyla yaz döneminde ortama verilen termal deşarj daha küçük bir alanı etkilemektedir. Şekil 15'te de benzer şekilde ilk 6 m derinlik için bu iki döneme ait aylık ortalama sıcaklık farkı verilmiştir. Her iki dönem için de termal deşarjın yüzeyle nazaran daha küçük bir alanı etkilediği ve sıcaklık artışının önemli ölçüde azaldığı görülmektedir.

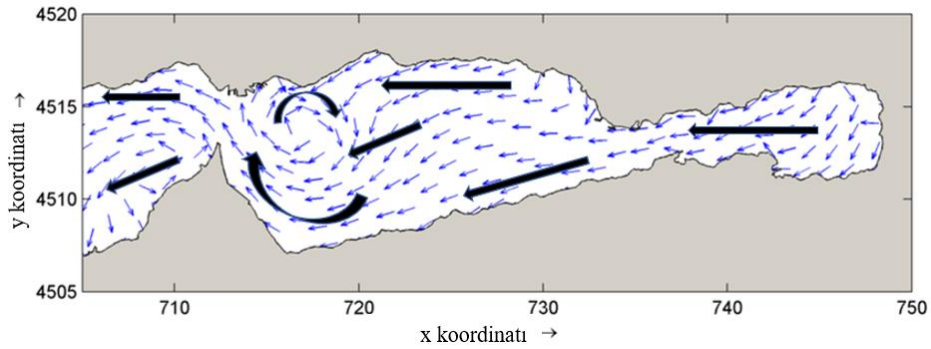
Termal deşarjın su sütunu boyunca yol açtığı etkiyi incelemek amacıyla kış ve yaz dönemi için sıcaklık artışının derinlikle değişimi (deşarj noktasından itibaren ilk 1000 m mesafe boyunca) Şekil 16'da gösterilmiştir. Termal deşarj, çıkış bölgesi yakınında yaklaşık 10 m derinliğe kadar nüfuz etmektedir. Kış döneminde yaz dönemine göre deşarj yakınında oldukça yüksek sıcaklık farkları oluşmaktadır. Kış döneminde termal deşarjın etkisi yaklaşık 1000 m mesafeden sonra oldukça azalmaktadır; yaz döneminde ise yaklaşık 500 m mesafeye kadar etkili olmaktadır.



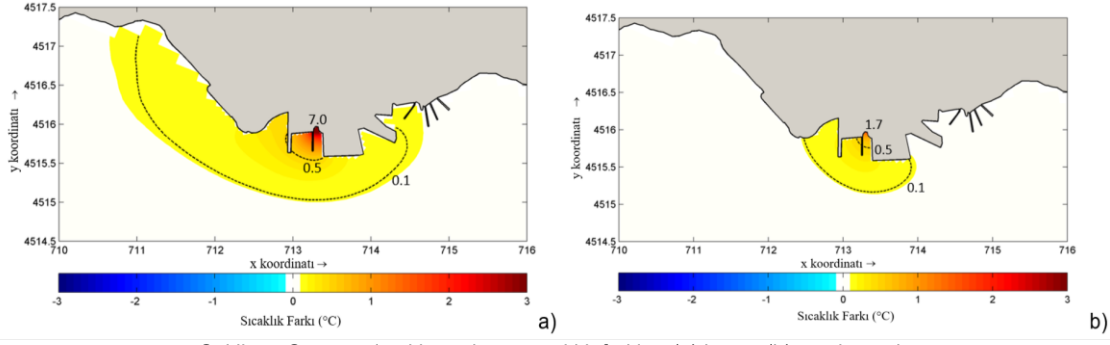
Şekil 11. 1999-2000 yılları arasında ölçüm (üst panel) ve model (alt panel) sıcaklık profilleri.



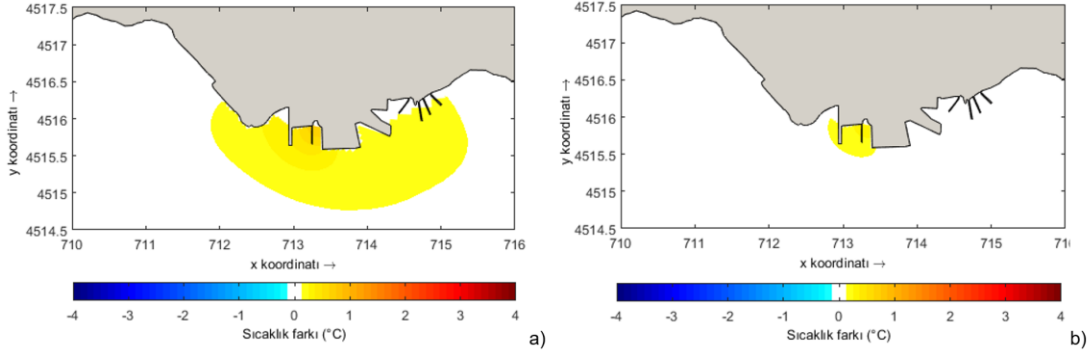
Şekil 12. İzmit Körfezi ortalama yüzey sirkülasyonu: a) Ünlü ve Alpar (2004); b) Model sonucu.



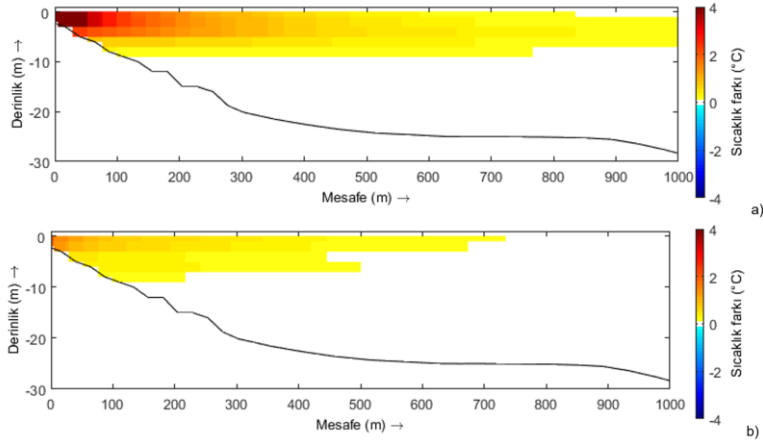
Şekil 13. Yaz döneminde İzmit Körfezi ortalama yüzey sirkülasyonu model sonuçları.



Şekil 14. Su yüzeyi aylık ortalama sıcaklık farkları (a) kış ve (b) yaz dönemi.



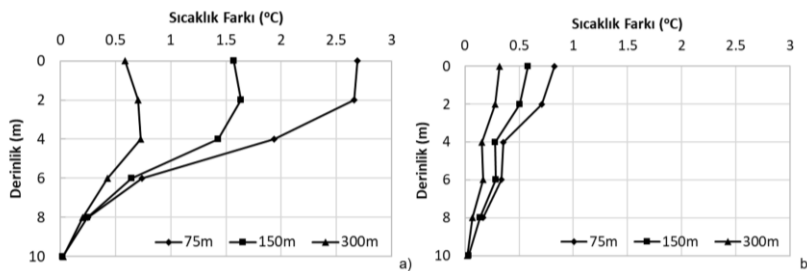
Şekil 15. 6 m derinlikte aylık ortalama sıcaklık farkları (a) kış ve (b) yaz dönemi.



Şekil 16. Aylık ortalama sıcaklık farkı profilleri (a) kış ve yaz (b) dönemi.

Termal deşarjın yapıldığı noktadan itibaren 75 m, 150 m ve 300 m uzaklıktaki üç mesafede (Şekil 7) oluşan sıcaklık artış profilleri Şekil 17'de verilmiştir. Sıcaklık artışı en fazla 75 m mesafede olmaktadır; burada kış döneminde yüzey sıcaklık artışı 2,5 °C'nin üzerine çıkarken yaz döneminde ise 1,0 °C'nin altında kalmaktadır. Bu değerler 6 m derinlikte ise sırasıyla 1,0 °C ve 0,5 °C'nin altına düşmektedir. Deşarjdan 150 m sonra ise, seyrelmenin artmasıyla kış ve yaz

döneminde sıcaklık artışı sırasıyla yaklaşık 1,5 °C ve 0,5 °C değerlerine düşmektedir. Derinde ise (6 m) bu seyrelme yüzeye oranla daha az olmaktadır. Deşarjın 300 m ilerisinde kışın sıcaklık artışı yaklaşık 0,5 °C değerine düşerken yaz döneminde ise yaklaşık 0,25 °C gibi oldukça düşük bir değere ulaşmaktadır.



Şekil 17. Karışım bölgesinde 75 m, 150 m ve 300 m mesafelerde kış (a) ve yaz (b) dönemi ortalama sıcaklık artış profilleri.

Açık devre veya tek geçişli soğutma, sahil bölgelerinde kurulu termik santrallerde yaygın olarak kullanılmaktadır. Beher 1000 MW kurulu güç başına $\sim 50\text{m}^3/\text{s}$ soğutma suyuna ihtiyaç duyulan bu tür soğutma sistemlerinin çevresel etkileri başlıca iki ana başlıkta ele alınmaktadır: Soğutma devresi içinde ve deşarj karışım bölgesinde. Soğutma devresinde; denizden su alma yapısı girişinden başlayarak, terfi merkezi, kondenserler ve dahili boru hatlarında; $\Delta T \cong \pm 10\text{ }^\circ\text{C}$ 'lik sıcaklık artışı (termal şok), biyolojik büyüme kontrolü için yapılan sürekli ve şok klor uygulamaları ile pompalardan geçiş sırasındaki basınç, türbülans ve kayma gerilmelerine maruziyet dolayısıyla, soğutma suyundaki larva ve planktonlarda %30'lara varan oranlarda olumsuz çevresel etkiler yaşanabilmektedir. Termal deşarjın denizde karışım bölgesindeki çevresel etkiler ise genelde bu bölgedeki ortalama sıcaklık artışı $\Delta T \leq 3\text{ }^\circ\text{C}$ olacak şekilde seyrelme ve yüzeyden soğuma sağlanarak en aza indirilmeye çalışılmaktadır.

Her iki konu 1970'li yıllardan beri, kurulu (çalışır durumda) santrallerde yoğun şekilde araştırılmıştır; (Briand (1975), Davies ve Jensen (1975), Dunstall (1985), Choi v.d. (2012), Moss Landing Marine Laboratories (2006)). Faal durumdaki termik santrallerin soğutma devreleri ile termal deşarjların yapıldığı deniz ortamlarında gerçekleştirilen söz konusu çalışmalarda,

- Gözlenen ekolojik etkilerin, büyük ölçüde proje alanına özgü yerel özelliklere bağlı olarak önemli farklılıklar gösterebildiği, bu yüzden benzer etkilerin bütün durumlarda gözlenebileceği yönünde bir genelleme yapılamayacağı
- Sıcaklık farkının hızla azalıp sönmülenerek birkaç km sonra ortadan kalktığı/kalkacağı vurgulanmaktadır.

Bu çalışmalarda soğutma devresinde 4~6 $^\circ\text{C}$ 'nin üzerinde termal şoka maruz plankton popülasyonunda %30'lar düzeyinde hasar veya inhibisyon yaşanabileceği ancak bunun termal deşarjın yakın alanı (ilk karışım bölgesi) dışında hızla dengelenip restore edilerek uzak alandaki deniz ekosistemi üzerindeki etkilerin tolere edilebilir düzeylerde kaldığı belirtilmektedir. Santral soğutma devresinde gerçekleşen termal şokun soğutma suyundaki bakteri popülasyonunun çoğalma hızlarını artırıcı yönde etki yaptığı, 0,1 ppm düzeyini aşmayan serbest bakiye klor uygulamalarının da plankton ve deniz kabukluları popülasyonunca tolere edilebildiği ifade edilmektedir. Söz konusu etkilerin asgari düzeylerde tutulabilmesi için soğutma suyunun olabildiğince derinden ve düşük sıcaklıkta (soğuk) alınması ve soğutma devresindeki sıcaklık artışının (8~10 $^\circ\text{C}$ (maks)) ile sınırlandırılması önerilmektedir.

Termal deşarjın deniz ortamındaki çevresel etkilerinin izlenip denetlendiği karışım bölgesi genişliği genelde, deşarj noktasındaki derinliğe bağlı olarak tanımlanmaktadır. Ancak karışım bölgesinin özellikle çok büyük kapasiteli (nükleer santraller vb.) tesislerde, yere özgü olarak planlanacak kapsamlı bilimsel çalışmalarla belirlenmesi önerilmektedir. Kıyıda açık kanalla su yüzeyine yapılan termal deşarjlar için karışım bölgesinin, ilk yaklaşımda, deşarj noktasından itibaren ilk 100 m'lik alan olarak alınabileceği önerilmektedir (World Bank Group, 1998).

Türkiye'de Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nde karışım bölgesi, kıyıda deşarj noktasını merkez alan 500 m yarıçaplı su kütlesi olarak tanımlanmaktadır (YSKY, 2012). SKKY Ek Tablo 2'de ise, derin deniz deşarjı türündeki termal deşarjlarda karışım bölgesi, deşarj noktasını merkez alan 75 m yarıçaplı daireyle sınırlı alan olarak tarif edilmekte olup difüzör(ler) vasıtasıyla yapılan deşarjlarda karışım bölgesiyle

ilgili belirsizlik bulunmaktadır. Kıyıda yapılacak termal deşarjlar için karışım bölgesinin deşarj noktasını içine alan 150 m x 150 m'lik alan olarak alınması gerektiği (Nükleer Santraller gibi çok büyük debili deşarjlar hariç) değerlendirilmektedir (SKKY, 2004).

Termal Deşarjların karışım bölgesi dışında (uzak alan) taşınım ve soğuma süreçleri Delft 3D vb. Hidrodinamik ve hidrotermal modeller yardımı ile mevsimsel ve yıl boyu sıcaklık artışı dağılımları elde edilerek modellenebilmektedir. Özellikle hassas su kütlelerine yapılan termal deşarjların, yakın ve uzak alandaki çevresel etkilerinin deşarj öncesi ve sonrası ekolojik izleme programları ile sürekli olarak değerlendirilmesi önem taşımaktadır.

6. Teşekkür ve Bilgi

Dilideresi mansabında yapılan alıcı ortam (deniz) izleme verilerini paylaşan Çolakoğlu Metalurji A.Ş.'ye teşekkür ederiz.

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

7. Kaynaklar

- Bamber, R. N. & R. M. H. Seaby (2004). The effects of power station entrainment passage on three species of marine planktonic crustacean, *Acartia tonsa* (Copepoda), *Crangon crangon* (Decapoda) and *Homarus gammarus* (Decapoda). *Marine Environmental Research* 57, 281–294.
- Bamber, R.N., (1993). The ecology of Thorpeness in relation to Sizewell power stations. Report to Nuclear Electric by Fawley Aquatic Research Laboratories, Fawley, Southampton, UK, p. 16.
- Bermúdez, M., Cea, L., Puertas, J., Rodríguez, N., & Baztán, J. (2018). Numerical modeling of the impact of a pumped-storage hydroelectric power plant on the reservoirs' thermal stratification structure: a case study in NW Spain. *Environmental Modeling & Assessment*, 23, 71-85.
- Bleninger, T. & G. H. Jirka (2011). Mixing zone regulation for effluent discharges into EU waters, *Water Management*, 164, 387, 396.
- Briand, F. J. P. (1975). Effects of power-plant cooling system on marine phytoplankton. *Marine Biology* (33), 135-146.
- Choi, K-H., Y. O. Kim, J. B. Lee, S. Y. Wang, M. W. Lee, P. G. Lee, D. S. Ahn, J. S. Hong, H. Y. Soh (2012). Thermal impacts of a coal power plant on the plankton in an open coastal water environment. *Journal of Marine Science and Technology*, 20(2), 187-194.
- Çeçen, C., (1975). İçme Suyu Mühendisliği. İstanbul Sular İdaresi Yayımı.
- Davies, R., L. Jensen (1975). Zooplankton Entrainment at Tree Mid-Atlantic Power Plants. *Journal of Water Pollution* (47), 2130-2142.
- Davis, M.H. & J. Coughlan (1992). The Farl chlorine dissipation model: a working manual, Report to Nuclear Electric by Fawley Aquatic Research Ltd., Fawley, Southampton, UK, p. 32.
- Davis, M.H. (1993). Accumulation of halogenated compounds by mussels exposed to chlorination, Report to Nuclear Electric by Fawley Aquatic Research Laboratories, Fawley, Southampton, UK, p. 32.

- Di Pippo, F., Di Gregorio, L., Congestri, R., Tandoi V., and Rossetti, S. (2018). Biofilm growth and control in cooling water industrial systems, *FEMS Microbiology Ecology*, 94.
- Deltares. (2014). User Manual Delft3D-Flow.
- Dunstall, T. (1985). Effects on entrainment on phytoplankton primary production at four thermal electric generating stations on the Laurentian great lakes. *Int. revue ges. hydrobiol* (70), 247-257.
- Durán-Colmenares, A., Barrios-Piña, H., & Ramírez-León, H. (2016). Numerical modeling of water thermal plumes emitted by thermal power plants. *Water*, 8(11), 482.
- Elliott, M., N. Cutts, J. Allen, N. Proctor (1998). Sizewell B offshore marine survey. Report to Nuclear Electric Ltd. by Institute of Estuarine and Coastal Studies, University of Hull, UK (i-v), pp. 1-144.
- Jenner, H.A., C. J. L. Taylor, M. van Donk, M. Khalanski (1997). Chlorination by-products in chlorinated cooling water of some European coastal power stations. *Marine Environmental Research* 43 (4), 279-293.
- Jirka, G. H. & D. R. F. Harleman (1975). Thermal Pollution Analysis. *Buoyant Jets in Confined Surroundings*, 71-85.
- Laguna-Zarate, L., Barrios-Piña, H., Ramírez-León, H., García-Díaz, R., & Becerril-Piña, R. (2021). Analysis of Thermal Plume Dispersion into the Sea by Remote Sensing and Numerical Modeling. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(12), 1437.
- Lewis, B.G. (1984). Effects of continuous chlorination on mussels and validation of preliminary model, Central Electricity Generating Board Internal Report, Leatherhead, UK, p. 43.
- Morelissen, R., Vlijm, R., Hwang, I., Doneker, R. L., & Ramachandran, A. S. (2016). Hydrodynamic modelling of large-scale cooling water outfalls with a dynamically coupled near-field-far-field modelling system. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 4(2), 138-151.
- Moss Landing Marine Laboratories. (2006). Ecological Effects of the Moss Landing Powerplant Thermal Discharge.
- Müftüoğlu, A. E. (2008). Marmara Denizi Haliç ve Körfezlerinin Hidrodinamik Yapısı. *Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, İstanbul Üniversitesi. Doktora Tezi.*
- Öztürk, İ. (2022). *Deniz Deşarjı Tesisleri Tasarımı, Atıksu, Termal ve Tuzlu Su Deşarjları*, İTÜ Yayınevi. ISBN: 978-975-6455-50-0
- Öztürk, İ., Sarıkaya, H.Z., Aydın, A.F., Demir, İ. (1995). A simplified model for thermal discharges, *Water Sci. Tech.* 32(2), pp. 183-191.
- Öztürk, İ., Sarıkaya, H.Z., Aydın, A.F., Yüksel, E., Ökten, Eser Ökten, H. (2000). Environmental impact assessment of thermal discharges in Turkey, *Marine Waste Water Discharges*, Genova, Italy.
- Råman Vinnå, L., Wüest, A., & Bouffard, D. (2017). Physical effects of thermal pollution in lakes. *Water Resources Research*, 53(5), 3968-3987.
- Sana, A. (2015). Hydrodynamic and thermal dispersion modelling of the effluent in a coastal channel. *Recent Progress in Desalination, Environmental and Marine Outfall Systems*, 269-283.
- Stolzenbach, K. D. & D. R. Harleman (1971). An Analytical and Experimental Investigation of Surface Discharges of Heated Water. *Water Pollution Control Research Series*, Environmental Protection Agency, EPA/810/R-71/115
- Stolzenbach, K. D. & D. R. Harleman (1973). Three-dimensional heated surface jets. *Water Resources Research*, 9(1), 129-137. doi 10.1029/wr009i001p00129.
- Su Kiriliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) (2004). Çevre ve Orman Bakanlığı, TC. Resmi Gazete, Tarih: 31.12.2004, Sayı: 25687.
- Sundaram, T. R. & S. J. Daugard (1974). Some considerations of engineering aspects of power plant discharges, *Thermal pollution analysis : technical papers from the Thermal Pollution Analysis Conference.*
- Şen, O., Saçu, Ş., Erdik, T., Öztürk, İ., & Stanev, E. V. (2022). Assessing the potential impacts of the Canal Istanbul on the physical oceanography of the Turkish Straits System. *Continental Shelf Research*, 240, 104723.
- T.C. Çevre Bakanlığı (2000). 17 Ağustos 1999 Depremi Sonrası İzmit Körfezi'nde Ölçme ve İzleme Programı, İzmit Körfezi'nin Oşinografisi Sonuç Raporu, Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, İstanbul Üniversitesi
- Taylor, C. J. L. (2006). The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power stations, *Marine Pollution Bulletin* 53, 30-48.
- Turnpenny, A. W. H. & C. J. L. Taylor (2000). An assessment of the effect of the Sizewell power stations on fish populations. *Hydroecologie Applique'e* 12 (1-2), 87-134.
- US EPA (US Environmental Protection Agency) (2006) National Recommended Water Quality Criteria: 2006. See <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey%4P1003R9X.txt>(accessed 18/02/2011).
- Ünlü, S., Alpar, B. (2004). Hydrocarbon balance of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea) Turkey (İzmit Körfezi (Marmara Denizi) Yüzey sedimanlarının hidrokarbon dengesi), *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, s. 85-92.
- World Bank Group (1998). *The Environmental Assessment Process, Pollution Prevention and Abatement Handbook 1998 Toward Cleaner Production.*
- World Bank Group (2007). *Environmental, Health, and Safety General Guidelines*, International Finance Corporation.
- Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) (2015). Tarım ve Orman Bakanlığı, Resmi Gazete Tarihi: 30.11.2012 Resmi Gazete Sayısı: 28

DERLEME MAKALE

Hibrit Biyofilm Aktif Çamur Sistemleri ile Kentsel Atıksulardan Organik Karbon, Azot ve Fosfor Giderimi: Yenilikçi Hibrit Biyofilm Reaktör Sistemi

Yazışma yazarı:

H. Güçlü İNSEL,
inselhay@itu.edu.tr

Referans:

Insel, G., Güven, D., Soylu, D., Özyıldız, G., Zengin-Balci, G. E. ve Çokgör, E. (2023) Hibrit Biyofilm Aktif Çamur Sistemleri İle Kentsel Atıksulardan Organik Karbon, Azot Ve Fosfor Giderimi: Yenilikçi Hibrit Biyofilm Reaktör Sistemi Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 24, (1) 47–54,

Makale Gönderimi : 25 OCAK 2023
Online Kabul : 22 MAYIS 2023
Online Basım : 31 MAYIS 2023

H. Güçlü İNSEL¹, Didem GÜVEN², Dilşad SOYLU³, Gökşin ÖZYILDIZ⁴, Gülsüm E. ZENGİN BALCI⁵, Emine ÇOKGÖR⁶

¹İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-6597-2693

²İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Uygulamalı Biyopolimer ve Biyoplastik Üretim Teknolojileri Araştırma Merkezi, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-9068-5346

³İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-5417-0318

⁴İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0003-1423-9234

⁵İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-6475-9062

⁶İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-4904-6056

Özet

Hibrit biyofilm aktif çamur sistemleri, hem enerji verimliliği, hem biyolojik arıtma ünitelerinin kapasitesini artırarak alandan tasarruf sağlaması, hem de konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin ve biyofilm proseslerinin kısıtlarını ortadan kaldırarak değişken çevre koşullarına dayanıklılığı nedeniyle giderek yaygın hale gelmektedir. Hibrit sistemler konvansiyonel sistemlere göre daha yüksek verimle biyolojik azot ve fosfor giderimini sağlayacak konfigürasyonlarda tasarlanabilmekte ve işletilebilmektedir. Bu çalışmanın ilk bölümünde konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin geliştirilmesinde ve tasarımında kullanılan hibrit biyofilm sistemlerinin uygulama esasları değerlendirilmiştir. Özellikle dünyada yaygın olarak kullanılan Entegre Sabit-Film Aktif Çamur (Integrated Fixed-Film Activated Sludge: IFAS) sistemlerinin tipleri, uygulama şekilleri ve tasarım esasları ile ilgili bilgiler sunulmuştur. Çalışmada ayrıca, bu sistemlerin tasarımında kullanılan özgül yükleme hızları özetlenmiş ve reaktör tasarımına yönelik reaktör hidroliği, biyofilm destek malzemesi özellikleri ve kullanım şekli ile çözünmüş oksijen seviyesi gibi tasarım ve işletme özellikleri değerlendirilmiştir. Farklı kentsel atıksu arıtma tesislerinde uygulanan hibrit IFAS sistemlerinde kullanılan dolgu malzemesi ve konfigürasyona göre çıkış kaliteleri karşılaştırılmıştır. Çalışmanın ikinci bölümünde ise hibrit konfigürasyon ve biyo-flokülasyon yoluyla organik madde giderimini ve nitrifikasyonu aynı anda iyileştirmeyi hedefleyen patentli “Yenilikçi Biyofilm Nitrifikasyon Kontakt Denitrifikasyon Prosesi”nin örnek uygulaması incelenmiştir. Patentli proses konvansiyonel sistemlerle karşılaştırılmış ve üstün yönleri ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Hibrit prosesler, biyofilm, özgül yükleme hızı, nitrifikasyon, biyofilm kalınlığı, MBBR

Removal Of Organic Carbon, Nitrogen and Phosphorus From Municipal Wastewaters With Hybrid Biofilm Type Activated Sludge Systems: An Innovative Hybrid Biofilm Reactor System

Abstract

Hybrid biofilm activated sludge systems are becoming increasingly common due to their energy efficiency, saving space by increasing the capacity of biological treatment units, and resistance to variable environmental conditions by eliminating the disadvantages of conventional activated sludge systems and biofilm processes. Hybrid systems can be designed and operated in configurations that will provide biological nitrogen and phosphorus removal with higher efficiency than conventional systems. In the first part of this study, the application principles of hybrid biofilm systems used in the improvement and design of conventional activated sludge systems were evaluated. In particular, information on the types, application forms and design principles of Integrated Fixed-Film Activated Sludge (IFAS) systems, which are widely used in the world, are presented. In addition, the specific loading rates used in the design of these systems are summarized and the design and operating characteristics such as reactor hydraulics, biofilm support material properties and usage, and dissolved oxygen level for reactor design are evaluated. The effluent qualities were compared considering the biofilm materials used and the process configuration of the hybrid IFAS systems applied for different municipal wastewater treatment plants. In the second part of the study, the example application of the patented “Innovative Biofilm Nitrification Contact Denitrification Process”, which aims to improve organic matter removal and nitrification simultaneously through hybrid configuration and bio-flocculation, was examined. The patented process was compared with conventional systems and its advantages were revealed.

Keywords: Hybrid processes, specific loading rate, nitrification, biofilm thickness, MBBR

1. Giriş

Atıksu arıtma tesislerinin verimli bir şekilde işletilmesi, su kaynaklarının korunması ve arıtılan suyun geri kazanım potansiyelinin kullanılması açısından büyük önem arz etmektedir. Bu bağlamda, atıksu arıtma deşarj standartları konusunda daha kısıtlayıcı mevzuatlar getirildiğinden, mevcut proseslerin geliştirilmesi zorunluluk haline gelmiştir (Hoyland ve diğ., 2010). Günümüzde kentsel ve endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımı ekonomik ve sürdürülebilir yöntemlerin arasında yer almaktadır. Biyolojik arıtma, ayrışabilen organik maddeleri kararlı maddelere ve biyokütleyle dönüştürmek için mikroorganizmaların kullanıldığı bir süreçtir. Klasik aktif çamur sistemlerinde biyokütlenin bir dolgu malzemesine bağlı veya askıda (serbest) çoğalmaları sağlanarak arıtma prosesleri uygulanmaktadır.

Klasik biyofilm sistemleri atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır (Godzieba ve diğ., 2022; Grady ve diğ., 2011). Klasik biyofilm proseslerinde, yüzeyde çoğalmada, mikroorganizmalar damlatmalı filtreler ve döner biyodisk (RBC) gibi sistemlerde biyofilm tabakası oluşturmak üzere sert bir yüzeye tutunarak çoğalır. Askıda çoğalan sistemlerde ise, mikroorganizmalar geleneksel aktif çamur prosesinde ve membran biyoreaktöründe (MBR) olduğu gibi süspansiyon halindedir (Bakar ve diğ., 2018). Biyokütlenin çökmemesi için sisteme oksijen verilmesi veya mikserler yardımıyla karıştırılması gerekmektedir. Entegre sabit-film aktif çamur (IFAS) sistemlerinde ise, askıda ve yüzeyde çoğalma sistemleri birleştirilmiştir (Jabari ve diğ., 2014). IFAS sistemleri çözünmüş organik karbon gideriminde etkili olduğu gibi uygun proses tasarımı ile nitrifikasyon-denitrifikasyon sağlanarak azot giderimi de gerçekleştirilebilmektedir (Arias ve diğ., 2018).

Kentsel/evsel atıksu arıtma tesislerinin temelini oluşturan aktif çamur prosesi 100 yıl önce Lockett ve Ardern (1914) tarafından keşfedilmiştir (Jenkins ve diğ., 2014). Aktif çamur sistemi, ilk olarak aerobik (oksijenli) ortamda organik madde giderim prosesi ile, daha sonra biyolojik azot ve ileri biyolojik fosfor giderim prosesleri ile uygulanmıştır. Reaksiyon sonucu üretilen biyokütlenin atıksu ile beslenerek havalandırılması ile organik madde giderim verimi artırılmıştır (Jenkins ve diğ., 2014; Henze ve diğ., 2008). Biyolojik azot gideriminde, amonyum azotu (NH₄-N) öncelikli olarak ototrofik bakteriler aracılığıyla aerobik ortamda nitrifikasyon prosesi ile sırasıyla nitrit (NO₂-N) ve sonrasında nitrat azotuna (NO₃-N) dönüştürülmektedir. Aerobik ortamın sağlanabilmesi için gerekli oksijen, hava blowerleri/difüzör sistemi ile transfer edilmektedir. Konvansiyonel aktif çamur sistemleri, yavaş büyüyen nitrifikasyon bakterilerini reaktörde tutabilmek ve gerekli yüksek çamur yaşını sağlayabilmek için yüksek reaktör hacimlerine ihtiyaç duymaktadır. Denitrifikasyon prosesinde ise heterotrofik bakteriler aracılığıyla, organik madde ile oksitlenmiş azot (nitrat/nitrit) inert azot gazına (N₂) dönüştürülmektedir.

Aerobik ortamda üretilen nitratın anoksik ortamda azot gazına çevrilebilmesi için, aktif çamurun içsel geri devir pompaları yardımıyla anoksik reaktörün başına devrettirilmesi gerekmektedir. Burada nitrifikasyon proses veriminin düşük olması, amonyağın nitrate dönüştürülebilmesinin neden olmakta, dolayısı ile aktif çamur prosesinin azot giderimini olumsuz etkilemektedir. Daha sonra, arıtılan atıksu son çökeltim ile aktif çamurdan ayrılmakta ve alıcı ortama deşarj edilmektedir. Çökelen aktif çamurun bir kısmı anoksik reaktörün başına geri döndürülürken, arıtma sonrasında oluşan fazla biyokütle ise atık çamur olarak sistemden uzaklaştırılmaktadır. Biyolojik azot ve fosfor giderimi için planlanan konvansiyonel aktif çamur proseslerinde askıda katı

madde konsantrasyonu en fazla 3000-4000 mg/L seviyelerine çıkarılabilmektedir.

Askıda ve yüzeyde çoğalan sistemlerin birlikte çalıştırıldığı hibrit sistemler, konvansiyonel sistemlere göre biyolojik azot ve fosfor gideriminde daha yüksek performans gösterdiği için giderek önem kazanmaktadır (Godzieba ve diğ., 2022; Ødegaard ve diğ., 2014). Hibrit sistemlerin en önemli avantajı, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonlarına ulaşabilmesi, dolayısıyla yüksek hızda işletilebilmesidir. Hibrit sistemlerde biyokütle konsantrasyonları 30 ile 40 g UAKM/L aralığında rapor edilmektedir. Yüksek hızda ve düşük çamur yaşında işletilebilen hibrit sistemlerde düşük sıcaklıklarda dahi yüksek nitrifikasyon verimi elde edilebilmektedir.

Günümüzde mevcut arıtma sistemlerinde entegre sabit biyofilm sistemi (IFAS) uygulamaları ile proses verimin artırılması, kapasite yükseltilmesi ve reaktör hacminin azaltılması mümkün hale gelmiştir (MOP, 2010; Hem ve diğ., 1994). 1980'li yıllardan itibaren biyofilm sistemlerinin uygulanmaya başlanması ile proses güvenilirliğinin artırılması, enerji tasarrufu, çökeltme veriminin iyileştirilmesi konularında çalışmalar yapılmış ve IFAS sistemlerinin güvenilirliği kanıtlanmıştır (MOP, 2010; Ye ve diğ., 2010; Metcalf ve Eddy, 2014).

Arıtma prosesini gerçekleştiren biyofilmin tutunduğu malzemeler: (1) modüler plastik sabit dolgu malzemesi (AccuFAS vb.), (2) kısmi batık döner biyodisk (RBC) (3) havuz içine yerleştirilmiş iplikli/örgü malzemeler ve (4) aktif çamur ile karışan hareketli dolgu malzemeleri (MBBR, Biochips vb.) şeklinde uygulanmaktadır (Ødegaard ve diğ., 2014). Randall ve Sen (1996) tarafından bu tür sistemlere Entegre Sabit-Film Aktif Çamur Sistemi (Integrated Fixed Film Activated Sludge Systems: IFAS) adı verilmiştir. Bu sistemler mevcut aktif çamur sistemine taşıyıcıların eklenmesiyle ek bir inşaat gereksinimi olmadan kolayca uygulanabilmektedir. Entegre sabit-film aktif çamur sistemlerinde biyofilm büyümesi için askıda çoğalan sistemleri kullanan hareketli yataklı veya sabit yataklı biyofilm reaktörleri kullanılmaktadır (Di Biase ve diğ., 2019; Di Trapani ve diğ., 2010). Bu şekilde IFAS, biyofilmin gelişebileceği yüzen biyo-taşıyıcıları kullanarak biyofilm sistemini konvansiyonel aktif çamur sistemi ile entegre etmektedir. Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin modifikasyonunda IFAS sistemleri yaygın olarak kullanılmaktadır (Ødegaard ve diğ., 2014; Rosso ve diğ., 2011). IFAS sistemleri fosfor giderimi ile birlikte biyolojik azot giderimini sağlayan ototrof ve heterotrofik bakterileri de bünyelerinde barındırır (Kim ve diğ., 2009). Literatürde IFAS sistemlerinin yüksek çamur bekleme süresi altında çalışmasını sağlayan biyofilmin sağlamlığı nedeniyle, yıl boyunca tam nitrifikasyonun sağlandığı ve yüksek arıtma verimliliğine sahip olduğu rapor edilmiştir. (Kim ve diğ., 2011). IFAS, biyoreaktörün yalnızca kısmi hacmini kullanan döner biyodisk gibi diğer yüzeyde çoğalma süreçlerinin aksine, biyoreaktör hacminin kullanımını en üst düzeye çıkaran bir teknolojidir (Waqas ve Bilad, 2019). IFAS'tan farklı olarak, hareketli yataklı biyofilm sistemlerinde (MBBR) taşıyıcı/tutunma materyalleri aktif çamur sistemi içinde askıda/yüzer haldedir ve MBBR sistemine çamur geri devri yapılmamaktadır (MOP, 2010). Hem IFAS'ta hem de MBBR'de biyofilm çoğalması için dolgu malzemeleri, serbest yüzen (kanatlı silindirler veya yongalar halinde oluşturulmuş nötr yüzer plastik) veya sabit ortam (ilmekli kordon) içermektedir (Mahendran ve diğ., 2012). Farklı ticari taşıyıcı teknolojileri (Bio-2, Linpor®, Captor®, HybasTM), MBBR veya IFAS uygulamaları için aktif çamur prosesleri ile entegre edilmiştir. Çeşitli firmaların bu dolgu malzemelerine ait örnek ürünleri Şekil 1'de gösterilmektedir. Forrest ve diğ. (2016)'nin sabit ve orta yükleme koşulları altında yaptığı

çalışmada, sistem performansının hem kimyasal oksijen ihtiyacı (KOl) giderimi hem de nitrifikasyon verimi açısından taşıyıcının tipinden bağımsız olduğu sonucuna varılmıştır. Bununla beraber, yüksek yükleme koşulları altında daha büyük yüzey alanına sahip taşıyıcıların tıkanma eğiliminde olduğu ve bu çalışmada incelenen büyük yüzey alanlı taşıyıcıların tıkanıldıktan sonra yükleme değişikliklerine göre daha uzun ayarlama süreleri gerektirdiği vurgulanmıştır (Forrest ve diğ., 2016). Taşıyıcı ortamdaki biyofilm, MLSS konsantrasyonunu artırır (Mannina ve diğ., 2018). Öte yandan IFAS sisteminde çamur geri devri ile reaktör içindeki serbest aktif çamur konsantrasyonu da artırılabilir. IFAS'ın yıl boyunca istikrarlı bir nitrifikasyon süreci sağladığı ve MLSS'yi artırma özelliği sayesinde kapasitede artışa izin verdiği kanıtlanmıştır (Kim ve diğ., 2010). Ayrıca, diğer ileri fosfor ve azot giderim proseslerinin sunduğu avantajları bünyesinde barındırmaktadır (Mannina ve diğ., 2011; Di Trapani ve diğ., 2010). Benzer şekilde Ødegaard (2006), MBBR'yi organik madde giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri açısından incelemiş, düşük sıcaklıklarda (11°C) bile sistemde tam nitrifikasyonun sağlandığı gözlemlenmiştir. Leyva-Díaz ve diğ. (2017), MBBR ve IFAS'ı incelemiş; her ikisinin de proses veriminin yüksek olduğu belirtilmiştir.

IFAS'ta bulunan biyofilm ve floklar, ayırt edici özellikler sergileyen iki yaygın mikrobiyal topluluk olarak bilinmektedir. Örneğin, askıda çoğalan çamur sudan daha yoğundur ve bu nedenle kolayca çökmektedir. Tersine, biyofilmden koparak ayrılan çamur, fizikokimyasal özelliklerinden dolayı kolayca çökelmez (Liu ve Tay, 2002). Hem biyofilmin hem de flokların özellikleri bu nedenle çökebilirliklerinin açıklanması açısından önemlidir (Ødegaard ve diğ., 2014). IFAS, aerobik ve anaerobik bölgelerde yüksek yüzey alanına sahip serbest yüzer veya sabit taşıyıcı ortamlara izin vermektedir. Bir MBBR tipik olarak tank hacminin %60-70'i kadar taşıyıcı dolmuş oranına sahiptir. IFAS ise, hidrolik ve organik yüklerin dalgalanmalarına karşı direnci artırmaya yardımcı olan daha düşük bir taşıyıcı doldurma oranıyla çalışabilmektedir (Bassin ve diğerleri, 2016). IFAS ve MBBR, çamur geri devri sisteminde kritik farklılıklara sahiptir. MBBR'de mikroorganizmalar, anoksik-anaerobik biyoreaktörüne çamur geri devrine ihtiyaç duymadan biyoreaktör içinde ajitasyon yoluyla hareket eden taşıyıcılar (Şekil 2a) üzerinde çoğalır (Leyva-Díaz ve diğ., 2013). Karıştırma, kesme kuvvetleri oluşturarak taşıyıcı ortamı askıya almak, düzgün ve ince biyofilmi korumak için gereklidir. Tersine, IFAS, sabit veya serbest yüzen ortamın yanı sıra çöken çamurun kısmen biyoreaktöre geri devri ile gelen askıda yumakları da içermektedir (Martin-Pascual ve diğ., 2015).

2. Hibrit Biyofilm Sistem Tanımları

Biyofilm tipi aktif çamur uygulamalarında hibrit sistemler (a) damlatmalı filtre, döner biyodisk sistemlerinin aktif çamur sistemleri ile birlikte kullanıldığı alternatifler (b) hareketli ve sabit olarak kullanılan dolgu malzemelerinin aktif çamur sistemi ile entegre edilmiş alternatifleri olarak iki sınıfa ayrılabilir. Öte yandan bu sistemler (a) ayrı çamurlu veya (b) hareketli yataklı ve sabit biyofilm sistemlerinin tüm sistem

içinde hareket edebildiği konfigürasyonlar şeklinde tasarlanabilmektedir. Entegre sabit-film aktif çamur sistemi (IFAS) tanımı, havuz içinde hareket etmeyen sabit yataklı biyofilm sistemleri ile karıştırılmaktadır. Oysaki IFAS, biyofilm malzemeleri (sabit veya hareketli yataklı) ilavesi ile verimi artırılmış aktif çamur sistemlerini ifade etmektedir. Şekil 2'de hareketli yataklı biyofilm reaktörü (MBBR) ile Hareketli yataklı IFAS sistemi gösterilmektedir. Şekil 2a'da verilen sistemin çamur geri devri bulunmamakta, Şekil 2b'de askıda katı madde (çamur) reaktörün başına geri devrettirilmektedir. Ayrıca iki sistemin çamur ayırma teknolojileri uygulamada birbirinden farklı olabilmektedir. Genel olarak IFAS teknolojileri ile ilgili sistem tanımları aşağıda özetlenmektedir.

Biyofilm kalınlığı

Biyofilm kalınlığı sistem tasarımına bağlı olarak organik madde giderimi ve nitrifikasyon proseslerine, aynı zamanda işletme şartlarına bağlı olarak değişmektedir. IFAS sistemlerinde genel olarak dolgu malzemesi üzerindeki biyofilm kalınlıkları 150-1000 µm arasında değişkenlik göstermektedir. Biyofilm kalınlığı reaktör içindeki karışımın koşullarının özelliklerine bağlı olup sistemin gerçek çamur yaşını etkilemektedir. Biyofilm sistemlerde gerçek çamur yaşı mikroorganizmaların biyofilm yüzeyine tutunma (attachment) ve ayrılma (detachment) hızlarına bağlıdır. (Ødegaard ve diğ., 2014).







Özgül yüzey alanı

Biyofilm sistemlerinde özgül yüzey alanı, dolgu malzemesinin birim hacmindeki net yüzey alanını (m^2/m^3) göstermektedir. Günümüzde biyofilm malzemeleri için özgül yüzey alanı 350-1200 m^2/m^3 arasında değişkenlik göstermektedir (MOP, 2010). Farklı firmalara ait ürünlerin farklı özgül yüzey alanları bulunmaktadır. Şekil 1'de farklı biyofilm malzemeleri örnek olarak gösterilmektedir. IFAS sistemlerinde biyoreaktörlerde önerilen MLSS konsantrasyonu 1000-3000 mg/L aralığındadır. Biyofilm malzemeleri genellikle polipropilen, polietilen ve poliüretandan üretilmektedir. Hareketli yataklı IFAS sistemlerinde biyofilm üzerinde fonksiyonel grupların mikrobiyal çeşitliliğini ve proses verimini artırabilmek için biyofilm malzemelerinin de reaktörler arasında hareket edebilmesini sağlayan tasarımlar mümkün olmaktadır.

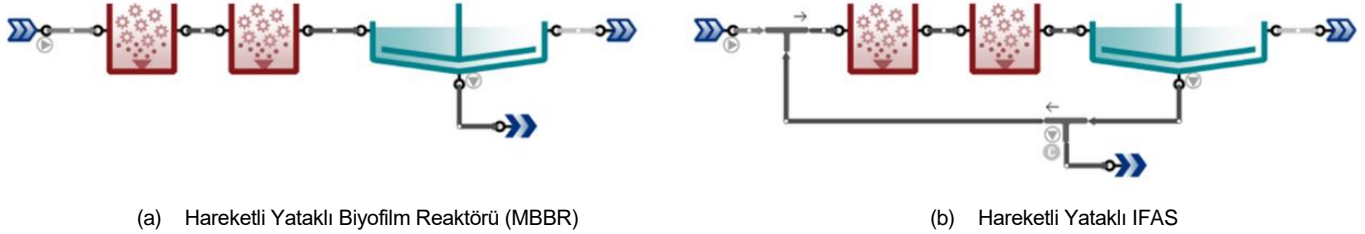
Hacimsel doldurma oranı

Biyofilm malzemesinin havuz içinde kapladığı oransal hacmi (%) ifade etmektedir. Uygulamalarda bu oran biyofilm malzemesinin özelliklerine ve yatak tipine bağlı olarak %10 ile %60 arasında değişkenlik göstermektedir. Hareketli yatak dolgu malzemesinin aktif çamurdan ayrılabilmesi için boyutlarına göre elek sisteminin de malzeme özellikleri ile uyumlu tasarlanması gerekmektedir (MOP, 2010).

Tablo 1'de farklı bölgelerdeki kentsel atıksu arıtma tesislerinde uygulanan hibrit IFAS sistemleri, çıkış kaliteleri, biyofilm malzeme kullanımı ve konfigürasyona göre karşılaştırılmıştır. Tablo 2'de ise IFAS sisteminin avantaj ve dezavantajları özetlenmiştir.

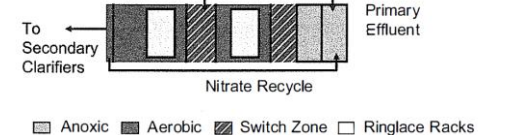
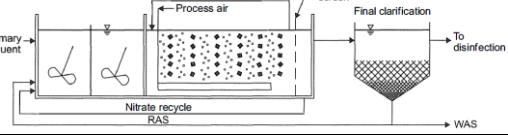
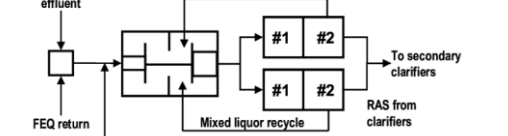
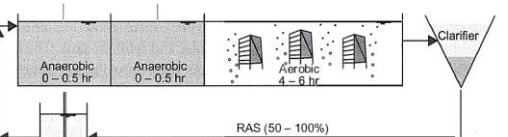
					
AccuFas (Brentwood) 300 m ² /m ³ Sabit Yatak	BioBloc (CAP Tech.) 100-200 m ² /m ³ Sabit Yatak	Biotextile (Cleartec) 50-100 m ² /m ³ Sabit Yatak	K-3 (AnoxKaldnes) 500 m ² /m ³ Hareketli Yatak	Aqwise 650 m ² /m ³ Hareketli Yatak	Biochips (AnoxKaldnes) 1200 m ² /m ³ Hareketli Yatak

Şekil 1. IFAS sistemlerinde kullanılan biyofilm malzemelerine ait örnekler.



Şekil 2. MBBR ve IFAS akım şeması.

Tablo 1. Kentsel atıksulara uygulanan hibrit IFAS uygulama örnekleri (MOP, 2010).

Tesis	Debi	Biyofilm Malzemesi	Konfigürasyon	Çıkış Kalitesi
Anapolis, Maryland Atıksu Geri Kazanım Tesisi	38.000 m ³ /gün ilk kademe 50.000 m ³ /gün genişleme	Polyester iplik		TN < 6 NH ₄ -N < 1,5 TP < 1,5
Westerley Atıksu Arıtma Tesisi	13.000 m ³ /gün 20.000 m ³ /gün	Sünger		BOİ ₅ < 10 TN < 6 NH ₄ -N < 1
Broomfield Atıksu Arıtma Tesisi	60.000 m ³ /gün	Plastik		BOİ ₅ < 10 TN < 10 NH ₄ -N < 1,5 TP < 1
Colony atıksu arıtma tesisi	17.000 m ³ /gün	Polyester iplik		BOİ ₅ < 7 TN < 8 NH ₄ -N < 0,5 TP < 1,5

Tablo 2. IFAS sistemlerinin avantaj ve dezavantajları.

Üstünlükler	Zayıflıklar (Kısıtlar)
• Kapasite arttırımı için istenilen dolgu malzemesi ilavesi	• Tank boşaltıldığında daha fazla koku
• Çökeltme yükünü arttırmadan reaktör kapasitesi arttırılması	• Daha fazla ekipman ihtiyacı
• Çamurun iyi çökebilme özellikleri	• Dolgu malzemesinin yeniden yerine konulması
• Simültane nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesi	• Eleklerdeki yük kayıplarının daha fazla olması
• Düşük sıcaklık gibi dış etkenlere daha fazla dayanım	• Karıştırma ekipmanlarının özel olması

3. Mühendislik Uygulamaları

IFAS sistemlerinin uygulamaları incelendiğinde, çoğu uygulamanın kapasite açısından yetersiz sistemlerin genişletilmesi amacıyla kullanıldığı sonucuna varılmaktadır. IFAS sistemlerinin kullanımı, 1930'lu yılların başında ABD'de asbest plakaların aktif çamur sistemine yerleştirilmesi ile başlamıştır. İlk olarak Japonya'da meşrubat fabrikası atıksularının arıtılmasında kullanılmıştır (Sekikawa ve diğ.,

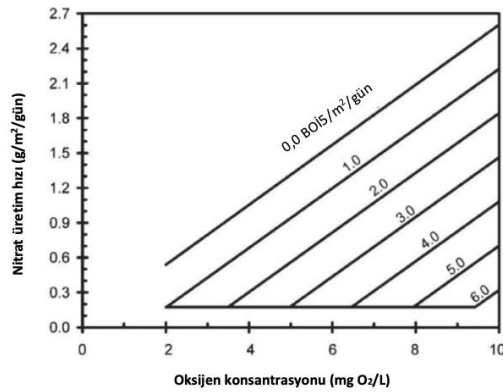
1967). Randall ve Sen (1996) benzer şekilde pH'ı düşük endüstriyel atıksular için kullanmıştır. 1990'lı yılların başında fiber tipi dolgu malzemeleri nitrifikasyon prosesinin geliştirilmesi için Kuzey Amerika ve Almanya'da kullanılmıştır (Sen ve diğ., 1994). Akışkan yataklı biyofilm teknolojisinin (MBBR) ilk uygulamasının Norveç'te Kaldnes Çevre Teknolojileri firması ile yapıldığı bilinmektedir (Ødegaard ve diğ., 1994). Bu gelişmelere paralel olarak Avrupa'da sünger

dolgu malzemesi de aktif çamur sistemlerinde performans arttırmak amacı ile kullanılmıştır. Bu teknolojiler ise Linpor ve Captor olarak adlandırılmıştır. Günümüzde yaygınlaşan biyofilm teknolojileri ile daha küçük hacimlerde daha etkin organik madde ve nütrient giderimi gerçekleştirilebilmektedir. Dünyada en büyük üç IFAS sistemi 300.000 m³/gün kapasiteli Noman Cole (Virginia), 292.000 m³/gün debiye sahip Fields Point (Rhode Island) ve 265.000 m³/gün kapasiteli Soljunda (İsveç) atıksu arıtma tesisleri olarak bilinmektedir.

Tasarım Yöntemleri

IFAS sistemlerinin tasarımının zorluğu biyofilm sistemiyle aktif çamur sisteminin etkileşim içinde olmasından kaynaklanmaktadır. Saha tecrübelerinin artması ve bilgisayar/simülasyon teknolojilerindeki gelişmeler bu sistemlerin doğru tasarlanmalarına olanak sağlamaktadır. Bu sistemin tasarımı için, saha tecrübelerinden elde edilen ampirik metotlar, üretici ve tedarikçilerden alınan bilgiler ve biyofilm/proses kinetiği kullanılarak hedeflenen giderim verimine uygun proses seçimleri yapılmaktadır.

Ampirik ifadelerden gerekli çamur yaşının hesabı ilk olarak sünger tipi dolgu malzemesi üreten firmalar tarafından geliştirilmiştir. Süngerin tutacağı maksimum efektif MLSS konsantrasyonu 18000 mg/L kabul edilerek reaktördeki eşdeğer MLSS konsantrasyonu hacim dolgu oranı ile çarpılarak hesaplanmaktadır. Örneğin bir aktif çamur sisteminde MLSS konsantrasyonu 3000 mg/L ve %20 doluluk oranında biyofilm malzemesi kullanılıyor ise eşdeğer MLSS konsantrasyonu $(1-0,20) \cdot 3000 + 0,2 \cdot 18000$ formülü ile 6000 mg/L olarak hesaplanır. Çamur yaşı ise günde atılan çamur üzerinden yaklaşık olarak belirlenir. Tasarımda kullanılan diğer bir yaklaşım ise firmaların ürünleri için önerdikleri birim malzeme alanı başına kirletici olarak verilen özgül yükleme hızlarıdır. Örnek olarak KOİ ve nitrifikasyon giderim verimleri biyofilm malzemesi alanı üzerinden önerilmektedir. Pilot tesislerden elde edilen sonuçlara göre tavsiye edilen aralıklar, KOİ giderim verimi için 0,5-5,0 g KOİ/m²/gün olarak ve nitrifikasyon için 0,05-0,5 g N/m²/gün olarak verilmektedir. Heterotrofik ve ototrofik bakterilerin aynı biyofilm yüzeyi için rekabet etmesi sebebi ile atıksuyun içinde ayrışabilen organik madde varlığında daha düşük nitrifikasyon hızları elde edilmektedir (Şekil 3). Karbon yükleme hızı, reaktör hidrolüğü, biyofilm malzemesinin kullanım şekli ve çözünmüş oksijen seviyesi gibi koşullar göz önüne alınarak emniyetli tasarım yapılmalıdır.



Şekil 3: Nitrat üretim hızının organik madde yüklemesi ve çözünmüş oksijen konsantrasyonuna bağlı değişimi. (MOP, 2010)

Günümüzde konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin tasarımında ve işletilmesinde kullanılan modeller, daha detaylı hesaplama gerektiren biyofilm sistemlerinin boyutlandırılmasında da etkinliğini göstermektedir. İlk dinamik biyofilm model kullanımı Wanner ve Reichert (1996) tarafından önerilmiş tek boyutlu biyofilm modelidir. Modelde difüzyon, biyokütlenin tutunma/ayırılma prosesleri mevcut

olup biyofilm 4-6 tabakaya ayrılmıştır. Bu çalışmalara paralel olarak hız gradyanının etkisi, Ficks kanununu da kapsayacak şekilde modele Grady ve diğ. (1996) tarafından eklenmiştir (Grady ve diğ., 2011). Günümüzde ise modeller düz taşıyıcı yüzey modeline dayalı olarak geliştirilmiş olup (Kovács ve diğ., 2013) hesaplamaların hızlı yapılabilmesi sabit biyofilm kalınlığı ve tabaka sayısı girişi olarak tanımlanmıştır. Bu modellerle herhangi bir biyofilm sisteminin dinamik çözülmesi ve proses analizi yapılabilmektedir (Insel ve diğ., 2023). Genel yaklaşım, yukarıda verilen hesapların sonrasında sistemin veriminin simülasyon modelleri ile kontrol edilmesidir. Atıksu ve biyokütle için belirlenmiş doğru giriş KOİ fraksiyonları, model kinetik ve stokiometrik parametreleri kullanılarak farklı hibrit proses konfigürasyonları oluşturularak kısa zamanda istenilen sonuçlar elde edilebilmektedir.

4. Örnek Uygulama: Yenilikçi Biofilm Nitrifikasyon Kontakt Denitrifikasyon Aktif Çamur Prosesi: Insel vd. (2018), Patent C20F: 2672419.

Hibrit proses tasarımları, konvansiyonel aktif çamur sistemleri ve biyofilm proseslerinin dezavantajlarını ortadan kaldırarak daha az yer kaplayan, enerji verimli ve çevresel koşullara dayanıklı çözümler sağlayabilmektedir. Bu bölümde "Yenilikçi Biofilm Nitrifikasyon Kontakt Denitrifikasyon Prosesi" örnek uygulama olarak verilmiştir. Hibrit konfigürasyon ve biyoflokülasyon yoluyla organik madde giderimini ve nitrifikasyonu aynı anda iyileştirmeyi hedeflemektedir (Şekil 4). Son çökeltme havuzundan alınan geri devir çamuru ham atıksu ile karıştırılarak atıksu içindeki uçucu yağ asitlerinin biyolojik fosfor giderimi için depolanması sağlanmakta, aktif çamurun flokülasyon özelliği kullanılarak koloidal/partiküler organik maddenin atıksudan yüksek verimle giderilmesi sağlanmaktadır (Insel ve diğ., 2018). Reaktif birincil durultucuda katı çökeltme yoluyla ayırma gerçekleştirilir. Çökeltme sonrasındaki aerobik biyofilm reaktöründe (MBBR) amonyum azotu nitrat azotuna oksitlenir. Ardından üretilen nitratlı akım, organik madde açısından zengin aktif çamur ile birleştirilerek sonda denitrifikasyon işlemi gerçekleştirilir (Şekil 4). Çökeltilen organik madde, denitrifikasyon veya enerji eldesi için su muhtevası ayarlanarak anaerobik çürütme veya termal proseslere tabi tutulabilmektedir. Bu patentli prosesin diğer konvansiyonel aktif çamur ve biyofilm sistemlerine göre avantajları aşağıda özetlenmiştir.

- (1) Klasik aktif çamur sistemlerinde ön çökeltme havuzlarının organik madde (KOİ) tutma verimi ortalama %30-35 seviyesindedir. Bu sistemle polimer madde ilavesiz olarak %90'a varan organik madde giderimi aktif çamurun kendisinin kullanımı ile sağlanabilmektedir. Farklı oranlarda giriş debisi ve çamur geri devir debisi karıştırılarak uygulanan biyoflokülasyon deneyinde elde edilen KOİ giderim verimleri Şekil 5'te verilmiştir (Güneş ve diğ., 2019).
- (2) Dünyada yaygın olarak kullanılan Adsorpsiyon/Biyooksidasyon (AB) prosesinin ilk aşamasında atıksudaki çözünmüş kolay ayrışabilen organik madde aerobik koşullarda giderilmektedir (Jimenez ve diğ., 2015; Bohnke ve Diering, 1980). Bu sistem ile çözünmüş formdaki substrat, mikrobiyal depolama ürünlerine dönüştürülerek biyolojik fosfor giderimi veya denitrifikasyon için kullanılmaktadır.
- (3) Ana akımdan organik maddenin ayrılması ile nitrifikasyon biyofilm prosesi ile sağlanabilmekte ve daha yüksek özgül azot yükleme hızlarına ulaşabilmektedir. Bu çalışma kapsamında minimum 1,5 g N/m²/gün özgül azot yükleme hızlarına ulaşılmıştır. İkincil arıtma çıkışı atıksu üzerine uygulanan MBBR ile üçüncül nitrifikasyon, sırasıyla 17 ve 19°C proses sıcaklıklarına karşılık gelen 1,7-2,0 g N/m²/gün

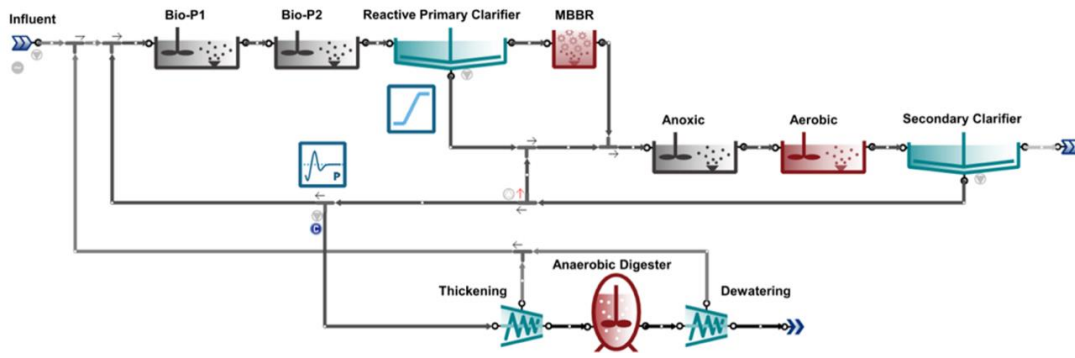
spesifik giderim oranları, Salvetti ve diğ. (2006) tarafından rapor edilen sonuçlar ile uyumludur. Özellikle nitrifikasyon hızı düşük olan aktif çamur sistemlerinde tesis ayak izinin ciddi oranda küçülmesine olanak sağlamaktadır (Gunes ve diğ., 2019).

- (4) Atıksu içinde biyolojik fosfor giderimi için önemli olan düşük uçucu yağ asidi (UYA) konsantrasyonlarının artırılması için fermentasyon prosesi kolaylıkla entegre edilebilmektedir. UYA ihtiyacına bağlı olarak organik madde içeriği yüksek çamurun fermentasyon süresine karar verilebilir.
- (5) Ana akımdaki amonyum azotunun tamamına yakını aerobik biyofilm reaktörde nitrifiye edilmekte ve sonrasındaki anoksik reaktörde ise azot gazına dönüştürülmektedir. Konvansiyonel sistemlerdeki gibi giriş atıksu debisinin birkaç katı kadar seçilen nitrat içsel geri

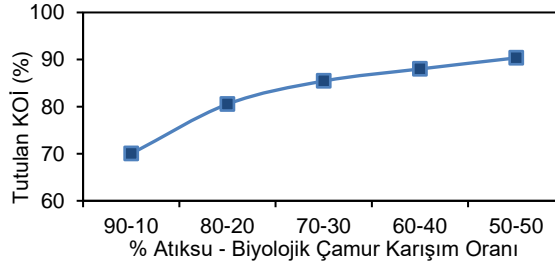
devrine gerek duymamakta olup terfiden kaynaklı ek ilk yatırım ve işletme maliyeti yoktur.

- (6) Sulama ihtiyacına göre azot ve fosfor içeriği yüksek su temin edilebilmektedir. Organik karbonun biyoflokülasyonla ayrılmasından sonra tarımsal kullanıma göre sulama suyu alternatif olarak temin edilebilmektedir.

Düşük nitrifikasyon aktivitesine sahip kentsel atıksulara uygulanacak konvansiyonel biyolojik azot ve fosfor giderimi sistemi ile karşılaştırıldığında bu yenilikçi sistem (a) %40 daha az biyoreaktör alanı kaplamakta (b) işletme maliyetleri açısından %45 tasarruf ve (c) ilk yatırım maliyeti açısından %7 oranında avantaj sağlamaktadır (Gunes ve diğ., 2023). Özellikle alan sıkıntısı ve enerji tüketimi açısından problem yaşanan şehirler için bu tür sistemlerin kullanımı büyük avantaj sağlayabilmektedir.



Şekil 4. Hibrit biyofilm sistemin kullanıldığı atıksu arıtma tesisi konfigürasyonu (İnsel ve diğ., 2018).



Şekil 5. Ham atıksu ve geri devir çamur karışımı flokülasyonu ile KOİ tutulması (Güneş ve diğ., 2019).

5. Değerlendirme ve Öneriler

Günümüzde atıksu arıtma tesisleri, sürdürülebilirlik kapsamında, potansiyel kaynak ve enerji geri kazanımını göz önünde bulunduran, aynı zamanda enerji maliyetini azaltan ve kabul edilebilir/yeniden kullanılabilir su üretebilir nitelikler taşımaktadır. Bu bağlamda geleneksel atıksu arıtma teknolojileri yerini giderek yenilikçi arıtma yaklaşımlarına bırakmaktadır. Hibrit sistemlerin özellikle yüksek yüklenme koşulları altında konvansiyonel sistemlere göre daha yüksek verim sağladığı, yapılan çalışmalar ile kanıtlanmıştır. Hibrit sistemlerin KOİ giderimi ve nitrifikasyon üzerine literatürde çokça araştırma mevcutken, sınırlı sayıda çalışmanın olduğu, kullanılan taşıyıcı türü ve konfigürasyona göre azot ve fosfor giderimi konusunda daha fazla araştırma yapılması konvansiyonel yöntemler yerine daha verimli teknolojilerin kullanılmasına ışık tutacaktır.

Bu çalışmada konvansiyonel biyofilm, IFAS ve MBBR proseslerinin genel değerlendirilmesi yapılmış ve tasarım esaslarına dair kapsamlı bilgi verilmiştir. Patentli bir yenilikçi hibrit proses örneğinin teknik ve yatırım/işletme maliyetleri açısından üstünlükleri vurgulanmıştır. Bu yenilikçi hibrit biyofilm prosesinin konvansiyonel azot-fosfor gideren aktif

çamur sistemlerine kıyasla daha efektif organik karbon kullanımı yaklaşımı ile azot/fosfor giderimi açısından karşılaştırması yapılmıştır. Önerilen hibrit konfigürasyon, akım ayırma ve aerobik biyofilm uygulaması yardımıyla organik yüklemeyi azaltarak nitrifikasyon verimliliğini artırırken, karbona bağlı denitrifikasyon, fosfor giderimi ve anaerobik çürütme süreçlerini iyileştirmek için organik karbon yakalama temelinde oluşturulmuştur. Bu hibrit sistemin öne çıkan özelliği, nitrifikasyon sürecinin geleneksel azot-fosfor gideren aktif çamur sistemine kıyasla biyoreaktörün boyutlandırılmasında belirleyici faktör olmamasıdır. Ayrıca, geri dönen aktif çamurun adsorpsiyon kapasitesi, aerobik olarak karbon kaybetmeden organik karbon tutulmasını sağlamaktadır.

6. Teşekkür ve Bilgi

Bu çalışma Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK, Proje No: 117Y087) tarafından finanse edilmiştir.

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

7. Kaynaklar

- Arias, A., Alvarino, T., Allegue, T., Suárez, S., Garrido, J. M., Omil, F. (2018). An innovative wastewater treatment technology based on UASB and IFAS for cost-efficient macro and micropollutant removal. *Journal of Hazardous Materials*, 359, 113-120.
- Bakar, S.N.H.A., Hasan, H.A., Mohammad, A.W., Abdullah, S.R.S., Haan, T.Y., Ngteni, R., Yusof, K.M.M. (2018). A review of moving-bed biofilm reactor technology for palm oil mill effluent treatment. *Journal of Cleaner Production*, 171, 1532-1545.
- Bassin, J.P., Dias, I.N., Cao, S.M.S., Senra, E., Laranjeira, Y., Dezotti, M. (2016). Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. *Process Safety and Environmental Protection*, 100, 131-141.
- Bohnke, B., Diering, B.C., (1980). *Two-stage Activated Sludge Process*. Canada.
- Di Biase, A., Kowalski, M. S., Devlin, T.R., Oleszkiewicz, J.A. (2019). Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. *Journal of environmental management*, 247, 849-866.
- Di Trapani, D., Mannina, G., Torregrossa, M., Viviani, G. (2010). Comparison between hybrid moving bed biofilm reactor and activated sludge system: a pilot plant experiment. *Water Science and Technology*, 61(4), 891-902.
- Forrest, D., Delatolla, R., Kennedy, K. (2016). Carrier effects on tertiary nitrifying moving bed biofilm reactor: an examination of performance, biofilm and biologically produced solids. *Environmental technology*, 37(6), 662-671.
- Godzieba, M., Zubrowska-Sudol, M., Walczak, J., Ciesielski, S. (2022). Development of microbial communities in biofilm and activated sludge in a hybrid reactor. *Scientific Reports*, 12(1), 12558.
- Grady Jr, C.P.L., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D. (2011). *Biological wastewater treatment*. CRC press.
- Gunes, G., Guven, D., Cokgor, E., Zengin, G.E, Ozyildiz, G., Erdinçler, A., Okutman-Tas, D., Takács, I., Insel, G. (2023). Efficient organic carbon utilization for combined nutrient removal and biogas production in hybrid biofilm activated sludge system. *Biochemical Engineering Journal*, (kayıp edildi).
- Gunes, G., Hallac, E., Ozgan, M., Erturk, A., Okutman-Tas D., Cokgor, E., Guven, D., Takacs, I., Erdinçler A., Insel, G. (2019). Enhancement of nutrient removal performance of activated sludge with a novel hybrid biofilm process. *Bioproc. Biosystems. Eng.*, 42 (3), 379-390.
- Hem, L.J., Rusten, B., Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research*, 28 (6), 1425-1433.
- Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. [Ed.] (2008). *Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design*, IWA Publishing, Londra, İngiltere, ISBN: 1843391880.
- Hoyland, G., Vale, P., Rogalla, F., Jones, M. (2010). A new approach to nutrient removal using the HYBACS process. In *Residuals and Biosolids Conference 2010* (pp. 81-94). Water Environment Federation.
- Insel, G., Yılmaz G., Hazi, F., Artan, N. (2023). Model-based evaluation of simultaneous nitrification and denitrification in aerobic granular sludge systems, *Environmental Sci Poll Research*, DOI: 10.1007/s11356-023-25252-w.
- Insel, G., Çokgör, E., Güneş, G., Okutman-Taş, D. (2018). Biofilm nitrification - contact denitrification system and method, No:2672419, Patent Class: C02F.
- Jabari, P., Munz, G., Oleszkiewicz, J.A. (2014). Selection of denitrifying phosphorous accumulating organisms in IFAS systems: comparison of nitrite with nitrate as an electron acceptor. *Chemosphere*, 109, 20-27.
- Jenkins, D., Wanner, J., Yuan, Z. [Ed.] (2014). *Activated Sludge: 100 Years and Counting*, IWA Publishing, Londra, İngiltere.
- Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., Clippeleir, H., Wett, B. (2015). High-rate activated sludge system for carbon management- Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters, 87, 476-482.
- Kim, H.S., Gellner, J.W., Boltz, J.P., Freudenberg, R.G., Gunsch, C.K., Schuler, A.J. (2010). Effects of integrated fixed film activated sludge media on activated sludge settling in biological nutrient removal systems. *Water research*, 44(5), 1553-1561.
- Kim, H.S., Pei, R., Boltz, J.P., Gunsch, C., Gellner, J., Freudenberg, B., Dodson, R. Schuler, A.J. (2009). How does IFAS affect distributions of AOB and NOB Communities? Population measurements and modeling of pilot scale systems. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 15, 2349-2358.
- Kim, H.S., Schuler, A.J., Gunsch, C.K., Pei, R., Gellner, J., Boltz, J.P., Freudenberg, R.G., Dodson, R. (2011). Comparison of conventional and integrated fixed-film activated sludge systems: Attached-and suspended-growth functions and quantitative polymerase chain reaction measurements. *Water Environment Research*, 83(7), 627-635.
- Kovács, R., Takács, I., Benke, J.D. (2013). Facilitating biofilm reactor modelling with an easy-to-use spreadsheet-based tool designed for process engineers. 9th IWA Biofilm Conference, May 28-31, Paris.
- Leyva-Diaz, J.C., Calderón, K., Rodríguez, F.A., González-López, J., Hontoria, E., Poyatos, J.M. (2013). Comparative kinetic study between moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor and membrane bioreactor systems and their influence on organic matter and nutrients removal. *Biochemical Engineering Journal*, 77, 28-40.
- Leyva-Diaz, J.C., Martín-Pascual, J., Poyatos, J.M. (2017). Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International journal of environmental science and technology*, 14(4), 881-910.
- Liu, Y., Tay, J.H. (2002). The essential role of hydrodynamic

shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water research*, 36(7), 1653-1665.

Mahendran, B., Lishman, L., Liss, S.N. (2012). Structural, physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems. *Water Research*, 46(16), 5085-5101.

Mannina, G., Di Trapani, D., Viviani, G., Ødegaard, H. (2011). Modelling and dynamic simulation of hybrid moving bed biofilm reactors: model concepts and application to a pilot plant. *Biochemical engineering journal*, 56(1-2), 23-36.

Mannina, G., Ekama, G.A., Capodici, M., Cosenza, A., Di Trapani, D., Ødegaard, H., van Loosdrecht, M.C.M. (2018). Influence of carbon to nitrogen ratio on nitrous oxide emission in an Integrated Fixed Film Activated Sludge Membrane BioReactor plant. *Journal of Cleaner Production*, 176, 1078-1090.

Martin-Pascual, J., Reboleiro-Rivas, P., López-López, C., Leyva-Díaz, J.C., Jover, M., Muñoz, M.M., González-López, J., Poyatos, J.M. (2015). Effect of the filling ratio, MLSS, hydraulic retention time, and temperature on the behavior of the hybrid biomass in a hybrid moving bed membrane bioreactor plant to treat urban wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 141(7), 04015007.

Metcalf ve Eddy (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th Edition, McGraw-Hill, New York.

MOP (2010). *WEF Manual of Practice 35, Biofilm Reactors*, Water Environment Federation, WEF Press, ISBN:978-0-07-173707-4.

Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: –the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53(9), 17-33.

Ødegaard, H., Christensson M., Sørensen K. (2014). Hybrid systems. In: Jenkins D, Wanner J. *Activated Sludge - 100 years and counting*. IWA Publishing, London, UK.

Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor-applications and results. *Water Science and Technology*, 29(10-11), 157.

Randall, C.W., Sen, D. (1996). Full scale evaluation of an Integrated fixed film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal, *Water Science and Technology*, 33(12), 155-162.

Rosso, D., Lothman, S.E., Jeung, M.K., Pitt, P., Gellner, W.J., Stone, A.L., Howard, D. (2011). Oxygen transfer and uptake, nutrient removal, and energy footprint of parallel full-scale IFAS and activated sludge processes. *Water Research*, 45(18), 5987-5996.

Salvetti, R., Azzelino, A., Canziani, R., Bunomo, L. (2006). Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors *Water Research* 40, 2981 – 2993.

Sekikawa, Y., Nishikawa, S., Okazaki, M., Kato, K. (1967). existence of mono-or poly-phosphate is presumed in

activated sludge floc. In. In *Advances in Water Pollution Research: Proceedings of the International Conference Held (Vol. 2, p. 261)*. Symposium Publications Division, Pergamon Press.

Sen, D., Mitta, P., Randall, C.W. (1994). Performance of fixed film media integrated in activated sludge reactors to enhanced nitrogen removal *Water Sci. Technol.* 30(11) 13-24.

Wanner, O., Reichert, P. (1996). Mathematical modeling of mixed-culture biofilms. *Biotechnology and bioengineering*, 49(2), 172-184.

Waqas, S., Bilal, M.R. (2019). A review on rotating biological contactors. *Indonesian Journal of Science and Technology*, 4(2), 241-256.

Ye, J., Chestna, K.L., Kulick, F.M., Rothermel, B. (2010). Full Scale Implementation, Operation, and Performance of a Structured Sheet Media IFAS System, Sf. 2555-2565, *Water Environment Federation, WEFTEC 2010*, 2-6 Ekim, New Orleans, ABD.