

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

DOKTORA TEZİ

**POLİKARBONAT (PC) SU DAMACANALARI VE BEBEK
BİBERONLARINDAN BİSFENOL A (BPA) MİGRASYONUNA VE PC
DEGRADASYONU SONUCU BPA OLUŞUMUNA ÇEŞİTLİ FAKTÖRLERİN
ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ**

Mehmet BİNGÖL

GIDA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ANKARA

2013

Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Mehmet BİNGÖL tarafından hazırlanan “Polikarbonat (PC) su damacanaları ve bebek biberonlarından bisfenol A (BPA) migrasyonuna ve PC degradasyonu sonucu BPA oluşumuna çeşitli faktörlerin etkilerinin belirlenmesi” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir. 18.12.2013

Danışman : Prof. Dr. Ender Sinan POYRAZOĞLU



Jüri Üyeleri :

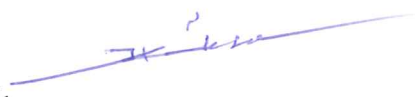
Başkan : Prof. Dr. Hazım ÖZKAYA
Ankara Üniversitesi
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Nevzat ARTIK
Ankara Üniversitesi
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Hamit KÖKSEL
Hacettepe Üniversitesi
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Hami ALPAS
Orta Doğu Teknik Üniversitesi
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye : Prof. Dr. Ender Sinan POYRAZOĞLU
Ankara Üniversitesi
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı



Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. İbrahim DEMİR
Enstitü Müdürü

ETİK

Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

24.12.2013

Mehmet BİNGÖL

ÖZET

Doktora Tezi

POLİKARBONAT (PC) SU DAMACANALARI VE BEBEK BİBERONLARINDAN BİSFENOL A (BPA) MİGRASYONUNA VE PC DEGRADASYONU SONUCU BPA OLUŞUMUNA ÇEŞİTLİ FAKTÖRLERİN ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

Mehmet BİNGÖL

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ender Sinan POYRAZOĞLU

Çalışmada 10 farklı markaya ait doğal kaynak ve doğal mineralli suların 19 litrelik damacana ile 5 adet bebek biberonu kullanılmıştır. Her markadan birer adet damacana suyu olmak üzere toplam 10 adet güneş ışığına maruz kalacak ortamda, 10 adet laboratuvar ortamında, 10 adet de karanlık ortamda 7 hafta süreyle bekletilmiştir. Her hafta su numunesi alınarak BPA düzeylerine bakılmıştır. Damacana sularında ayrıca mikrobiyolojik çalışmalar ile pH, iletkenlik, anyon ve katyon analizleri yapılmıştır. Çalışmada BPA analizi için LC-MS/MS cihazı kullanılmış ve tayin limiti 0.5 µg/L olarak belirlenmiştir. A, B, C, D, E, F, G, H, I, K kodlu damacana suyu numunelerinde en yüksek BPA düzeyleri sırasıyla; 2.05±0.04 µg/L, 2.65±0.06 µg/L, 2.24±0.03 µg/L, 2.70±0.01 µg/L, 0.75±0.04 µg/L, 0.84±0.02 µg/L, 1.02±0.09 µg/L, 1.05±0.01 µg/L, 3.15±0.03 µg/L, 2.75±0.02 µg/L olarak bulunmuştur. Damacana suyu numunelerinde en yüksek BPA düzeyi (3.15±0.03 µg/L) I kodlu numunede tespit edilmiştir. Aynı şekilde suyun sertliğine neden olan kalsiyumun da en yüksek düzeyde (28.1±0.50 mg/L) I kodlu numunede bulunması suyun sertliğinin BPA'yı arttırdığı şeklinde değerlendirilmiştir. Çalışmada mikrobiyolojik faaliyetlerin BPA'yı olumsuz etkilediği düşünülmüştür. Günlük alınabilecek maksimum BPA miktarı (50 µg/L vücut ağırlığı) göz önüne alındığında ülkemiz koşullarında damacana sularından alınabilecek BPA'nın düşük düzeylerde olduğu görülmüştür. Çalışılan bebek biberonu örneklerinin hiçbirinde BPA düzeyi tayin limiti üzerinde çıkmamıştır.

Aralık 2013, 96 sayfa

Anahtar Kelimeler: Bisfenol A, Endokrin Bozucu Bileşikler, Damacana Suları, Bebek Biberonları

ABSTRACT

Ph. D. Thesis

DETERMINATION OF SOME FACTORS THAT EFFECT TO MIGRATION OF BISPHENOL A (BPA) AND TO FORM BPA BY DEGRADATION OF PC IN WATER CARBOYS AND BABY BOTTLES MADE OF POLYCARBONATE

Mehmet BİNGÖL

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Food Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Ender Sinan POYRAZOĞLU

In the study, 19 liter bottles of ten different brands consisting of natural resource water and natural mineral water and five baby bottles were used. Including one from every brand of the bottles, 10 bottles were exposed to sunlight, 10 bottles stayed under the laboratory conditions and 10 bottles stayed under the dark environment for 7 weeks. Meanwhile, BPA levels were measured by taking samples every week. Microbiological tests and analysis of pH, conductivity, anion, cation for bottled water were performed. In the study LC-MS/MS were used for BPA analysis and the limit of detection were determined 0.5 µg/L. The highest BPA level in the bottle water samples of A, B, C, D, E, F, G, H, I, K respectively; 2.05 ± 0.04 µg/L, 2.65 ± 0.06 µg/L, 2.24 ± 0.03 µg/L, 2.70 ± 0.01 µg/L, 0.75 ± 0.04 µg/L, 0.84 ± 0.02 µg/L, 1.02 ± 0.09 µg/L, 1.05 ± 0.01 µg/L, 3.15 ± 0.03 µg/L, 2.75 ± 0.02 µg/L were found in the range. It was detected that the highest level of BPA was in the I coded sample (3.15 ± 0.03 µg/L). Likewise it was considered that the finding of the highest level of calcium (28.1 ± 0.50 µg/L) in the I coded sample indicated that the hardness of water increases BPA. The study concluded that microbiological activities has negative effects on BPA considering the maximum BPA ammount (50 µg/L of body weight) could be taken daily, it was found that BPA examined from bottled waters in our country's circumstances was at low level. The BPA level has found over the dedection limit in none of studied samples of the baby bottles.

December 2013, 96 pages

Key Words: Bisphenol A, Endocrine Disrupting Compounds, Bottle Waters, Baby Bottles

TEŞEKKÜR

Tez konusunun belirlenmesinde ve çalışmalarım sırasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen danışman hocam sayın Prof. Dr. Ender Sinan POYRAZOĞLU'na (Ankara Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı), araştırma süresince yaptıkları değerli öneri ve katkılarından dolayı Tez İzleme Komitesi üyeleri hocalarım Prof. Dr. Nevzat ARTIK'a (Ankara Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı), Prof. Dr. Hami ALPAS'a (Ortadoğu Teknik Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Gıda Mühendisliği Anabilim Dalı), istatistiksel analizlerin yapılmasında ve değerlendirilmesinde yardımcı olan Dr. Gıda Mühendisi Nevzat KONAR'a (Ankara Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Gıda Mühendisliği), laboratuvar çalışmalarımda destekleri için Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Tüketici Güvenliği Laboratuvarları Daire Başkanlığından Mikrobiyoloji Uzmanı Umut BERBEROĞLU'na, Ziraat Yüksek Mühendisi Oya POYRAZOĞLU'na, Ziraat Mühendisi Yusuf DELİALİOĞLU'na ve diğer mesai arkadaşlarıma, literatür çalışmalarındaki yardımlarından dolayı Kimya Yüksek Mühendisi Rojda Özgür BAKİ'ye, çalışmalarımda desteğini esirgemeyen siyasetbilimci ve gazeteci yeğenim Suphi BİNGÖL'e, çalışmalarım süresince birçok fedakarlıklar göstererek beni destekleyen eşim Ayşegül BİNGÖL'e ve oğlum Ömer'e içtenlikle teşekkür ederim.

Bu çalışma; Sağlık Bakanlığı Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Başkanlık Makamının 07.06.2012 tarih ve 12218 sayılı onayıyla Tüketici Güvenliği Laboratuvarları Daire Başkanlığı laboratuvarlarında gerçekleştirilmiştir.

Mehmet BİNGÖL

Ankara, Aralık 2013

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI	
ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER DİZİNİ.....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	x
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	4
2.1 Bisfenol A (BPA).....	4
2.1.1 BPA'nın kimyasal yapısı.....	6
2.1.2 BPA'nın bozunma mekanizması.....	9
2.1.3 BPA'nın üretimi ve çevreye yayılması.....	10
2.1.4 BPA'nın gıdalara ve içeceklere geçişi.....	11
2.1.5 BPA'nın sağlık üzerine etkileri.....	14
2.2 Suların Ambalajlanması ve Damacanalardan BPA Geçişi.....	21
2.3 Biberonlarda BPA Migrasyonu.....	25
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	26
3.1 Materyal.....	26
3.1.1 Örnekler.....	26
3.1.2 Reaktifler ve ekipman.....	27
3.1.3 Standart maddeler.....	28
3.2 Yöntem.....	28
3.2.1 BPA miktarının saptanması.....	28
3.2.1.1 BPA standartlarının hazırlanması.....	28
3.2.1.2 Sularda BPA miktarının saptanması.....	29
3.2.1.3 Biberonlarda BPA miktarının saptanması.....	30
3.2.1.4 LC-MS/MS cihazı ile BPA analizi.....	31
3.2.2 pH ve elektriksel iletkenlik değerlerinin ölçümü.....	34
3.2.2.1 pH ölçümü.....	34
3.2.2.2 Elektriksel iletkenlik ölçümü.....	34
3.2.3 Damacana sularında katyon analizi.....	34
3.2.3.1 Katyon analizi için standartların hazırlanması.....	34
3.2.3.2 Numunelerin hazırlanması.....	35
3.2.3.3 ICP-MS cihazı ile katyon analizi.....	36
3.2.4 İyon kromatografisi cihazı (ICS 3000) ile anyon analizleri.....	39
3.2.4.1 Standart çözeltilerin hazırlanması.....	39
3.2.4.2 Damacana sularında anyon analizi.....	40
3.2.5 Mikrobiyolojik çalışmalar.....	42
3.2.5.1 Toplam koliform ve <i>E. coli</i> sayımı.....	43
3.2.5.2 Toplam koloni (jerm) sayımı.....	43
3.2.5.3 <i>C. perfringes</i>	43
3.2.5.4 <i>P. aeruginosa</i>	44
3.2.6 İstatistik analiz.....	44

4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	45
4.1 Genel Değerlendirme.....	45
4.2 Farklı Ortamlarda Bekletilen Damacana Suyu Numunelerinde Yapılan	
 Çalışmalar.....	46
4.2.1 Damacana sularında yapılan mikrobiyolojik çalışmalar	49
4.2.2 Damacana suyu numunelerinde pH değerlerinin değişimi.....	50
4.2.3 Damacana suyu numunelerinde iletkenlik değerlerinin değişimi.....	54
4.2.4 Damacana sularında katyon ve anyon düzeylerinin araştırılması.....	57
4.2.5 Farklı ortam koşullarında bekletilen damacana suyu numunelerinde BPA	
 düzeylerinin araştırılması.....	61
4.2.5.1 A kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	64
4.2.5.2 B kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	65
4.2.5.3 C kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	66
4.2.5.4 D kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	68
4.2.5.5 E kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	69
4.2.5.6 F kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	70
4.2.5.7 G kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	72
4.2.5.8 H kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	73
4.2.5.9 I kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	74
4.2.5.10 K kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi.....	76
4.2.6 Biberonlarda BPA analizi.....	77
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	79
KAYNAKLAR	87
ÖZGEÇMİŞ.....	95

SİMGELER DİZİNİ

$C_{15}H_{16}O_2$	2,2-bis(4-hidroksifenil) propan
HNO_3	Nitrik asit
HCl	Hidroklorik asit
μg	Mikrogram
ng	Nanogram
mg	Miligram
L	Litre
μS	Mikrosiemens
SD	Standart sapma
$^{\circ}C$	Santigrat derece

Kısaltmalar

AB	Avrupa Birliği ülkeleri
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
BADGE	Bisfenol A diglisidil eter
BFDGE	Bisfenol F diglisidil eter
BPA	Bisfenol A
EDC	Endokrin bozucu bileşikler
EFSA	Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi
ERM	Avrupa referans materyali
GC	Gaz kromatografisi
HPLC	Yüksek performanslı sıvı kromatografisi
ICP-MS	İndüktif olarak eşleştirilmiş plazma-kütle spektrometresi
MRM	Multiple Reaction Monitoring
LC-MS/MS	Yüksek performanslı sıvı kromatografi kütle spektrometri
LOD	Tespit limiti
LOQ	Tayin limiti
PC	Polikarbonat
PET	Polietilen teraftalat
PTFE	Polietilen fluoroetilen
PVC	Polivinil klorür
TIC	Toplam iyon kromatogramları

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Dünyada yıllık BPA üretimi.....	6
Şekil 2.2 BPA'nın kimyasal yapısı.....	8
Şekil 2.3 Östradiol ile BPA arasındaki şekilsel benzerlik.....	18
Şekil 2.4 Bazı ülkelerde 2009 yılı kişi başı ambalajlı su tüketimi.....	22
Şekil 3.1 Suda BPA analizi için numunenin hazırlanması.....	30
Şekil 3.2 Biberon örneğinin BPA analizi için hazırlanması.....	31
Şekil 3.3 LC-MS/MS cihazı.....	32
Şekil 3.4 Katyon analizi için su örneklerinin hazırlanması.....	36
Şekil 3.5 ICP-MS cihazı.....	37
Şekil 3.6 ICS 3000 (İyon Kromatografi) cihazı.....	41
Şekil 3.7 Seyreltme serisi hazırlanması.....	42
Şekil 3.8 Su numunelerinden membran filtrasyonun gerçekleştirilmesi.....	42
Şekil 4.1 BPA kalibrasyonuna ait kromatogram.....	48
Şekil 4.2 10 µg/L BPA standardına ait kromatogram.....	48
Şekil 4.3 10 µg/L BPA standart iyonlarına ait kromatogramlar.....	49
Şekil 4.4 A kodlu numunede BPA düzeyi.....	65
Şekil 4.5 B kodlu numunede BPA düzeyi.....	66
Şekil 4.6 C kodlu numunede BPA düzeyi.....	67
Şekil 4.7 D kodlu numunede BPA düzeyi.....	69
Şekil 4.8 E kodlu numunede BPA düzeyi.....	70
Şekil 4.9 F kodlu numunede BPA düzeyi.....	71
Şekil 4.10 G kodlu numunede BPA düzeyi.....	73
Şekil 4.11 H kodlu numunede BPA düzeyi.....	74

Şekil 4.12 I kodlu numunede BPA düzeyi.....	75
Şekil 4.13 K kodlu numunede BPA düzeyi.....	77
Şekil 4.14 Biberon numunelerinde BPA kalibrasyonuna ait kromatogram.....	78

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 BPA'nın fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	8
Çizelge 3.1 Damacana sularında yapılan çalışmalar.....	27
Çizelge 3.2 BPA standart çalışma solüsyonlarının hazırlanması.....	29
Çizelge 3.3 LC-MS/MS cihazı çalışma koşulları.....	33
Çizelge 3.4 LC-MS/MS cihazı kaynak parametreleri.....	33
Çizelge 3.5 ICP-MS cihazı çalışma koşulları.....	38
Çizelge 3.6 Katyon analizleri için LOD ve LOQ değerleri.....	39
Çizelge 3.7 ICS 3000 cihazı çalışma koşulları.....	40
Çizelge 3.8 Anyonlara ait LOD ve LOQ değerleri (mg/L).....	41
Çizelge 4.1 Damacanelerin üretim ve dolun tarihleri.....	47
Çizelge 4.2 Damacana sularında mikrobiyolojik analiz sonuçları	50
Çizelge 4.3 Farklı markalara ait damacana sularının pH değerleri.....	52
Çizelge 4.3 Farklı markalara ait damacana sularının pH değerleri (devam).....	53
Çizelge 4.4 Farklı markalara ait damacana sularının iletkenlik değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$).....	55
Çizelge 4.4 Farklı markalara ait damacana sularının iletkenlik değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (devam)....	56
Çizelge 4.5 Damacana sularında katyon düzeyleri.....	58
Çizelge 4.6 Damacana sularında anyon düzeyleri (mg/L).....	60
Çizelge 4.7 Farklı markalara ait damacana sularının BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$).....	62
Çizelge 4.7 Farklı markalara ait damacana sularının BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$) (devam)...	63
Çizelge 4.8 A kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$).....	64
Çizelge 4.9 B kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$).....	66
Çizelge 4.10 C kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$).....	67
Çizelge 4.11 D kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g}/\text{L}$).....	68

Çizelge 4.12 E kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	70
Çizelge 4.13 F kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	71
Çizelge 4.14 G kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	72
Çizelge 4.15 H kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	74
Çizelge 4.16 I kodlu Numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	75
Çizelge 4.17 K kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$).....	76
Çizelge 4.18 Biberon numunelerinde BPA düzeyi.....	77

1. GİRİŞ

Bisfenol A (BPA) modern toplum ürünlerinde kullanılan polikarbonat ve epoksi reçinelerin yapısında yer alan ve östrojenik aktivite gösteren bir maddedir (Kawaguchi vd. 2006, Chong vd. 2011). Yapısında BPA bulunan epoksi reçineler, gıda maddelerinin metal ile temasının kesilmesi için gıda ambalajlarında iç kaplama malzemesi olarak kullanılmaktadır. Bu yüzden BPA gıda bileşenlerine rahatlıkla bulaşabilmektedir (Fan vd. 2007, Chong vd. 2011, Huang vd. 2011).

BPA, dünyada en yüksek üretim hacmine sahip kimyasal maddelerden biridir. 2003 yılında 2 milyon tondan fazla üretildiği, sonraki yıllarda ise talebe göre % 6 ile % 10 arasında büyüyerek arttığı belirtilmektedir (Lang vd. 2008). Bu yüzden çok geniş kullanım alanına sahiptir. PVC (polivinil klorür) plastik pencereler, kompakt disk, iç güvenlik kaskları, kurşun geçirmez camların yüzeyine kaplanan film, otomotiv parçaları, toz boya, su ve süt şişesi, bebek biberonu, birçok elektrik ve elektronik parça gibi bir çok ürünün üretiminde BPA kullanılmaktadır (Şişe 2011).

BPA endüstride polikarbonatlar ve epoksi reçinelerin üretiminde monomer olarak kullanılmaktadır. Polikarbonatlar plastik üretiminde, epoksi reçineler ise gıda ambalajlarında laklama malzemesi olarak kullanılırlar. Bu gıda ambalajlarından ve plastik malzemelerden BPA migrasyonu olmaktadır (Maragou vd. 2006).

Günlük hayatın her alanında kullanılan BPA'nın, insan ve hayvan diyetlerine bulaşmaması mümkün değildir. Günümüzde endüstriyel, zirai veya başka amaçlarla kullanılan birçok organik kimyasal madde, işlevini gördükten sonra çoğunlukla kanalizasyon yoluyla su ortamlarına salınmaktadır (Şişe 2011). Plastik üreten endüstriyel fabrikalar ve çöp depolama alanlarından da önemli ölçüde BPA çevreye yayılmaktadır (Wang vd. 2006).

Plastikler, her alanda olduğu gibi ambalaj sanayinde de oldukça geniş kullanım alanına sahiptir (Kızılırmak 1999). Gıda ambalajı ya da gıdayla temas halinde olan çeşitli malzemelerin üretiminde en çok kullanılan plastiklerden biri de BPA'dan üretilen polikarbonattır. Polikarbonat malzemeler, çok sayıda olumlu özellikleri nedeniyle bebek biberonları ve su damacanelerinin üretiminde yaygın şekilde kullanılmaktadır (Kawamura vd. 1998, Sajiki ve Yonekubo 2003, Robertson vd. 2006, Maia vd. 2009). Özellikle polikarbonatların şeffaf, düşük ağırlıklı ve ısı ve darbelere karşı dirençli olması nedeniyle cam gibi ambalajlara nazaran gıda ambalajlarında daha çok tercih edilmektedir (Brede vd. 2003, Maragou vd. 2008). Ancak plastiklerin gıda ambalajı olarak kullanılması durumunda, plastik ambalaj malzemesinin yapısında bulunan düşük molekül ağırlığına sahip monomerler ve plastiğin üretiminde kullanılan çeşitli katkı maddeleri gıdaya geçebilmektedirler (Kızılırmak 1999). BPA'nın günlük yaşamın her alanında kullanılması, insanların günlük diyetlerinin önemli ölçüde bu maddeye maruz kalmasına neden olmaktadır (Itoh vd. 2007).

Teknolojik gelişmeler ve sanayileşmeyle birlikte kırsal yerlerden kentlere yoğun göç olmakta, bu durum içme suyunda sıkıntılara neden olmaktadır. Endüstriyel faaliyetler sonucu şehir şebeke sularının kirlenmesi (Napier ve Kodner 2008), güvenilir suya ulaşma talebi, tüketim alışkanlıklarının değişmesi gibi faktörler insanları ambalajlı suya yönlendirmektedir (Erdem ve Acar 2012). İçme suyunun ambalajlanıp dağıtılmasında yaygın şekilde kullanılan 19 litrelik kaplar (damacaneler) BPA bazlı polikarbonattan üretilmektedir. Bu kaplardan içme suyuna BPA geçişi olabileceği düşüncesiyle çeşitli araştırmalar yapılmaktadır (Rykowska vd. 2005). AB mevzuatı gereğince gıda ile temas eden madde ve malzemelerden geçebilecek maksimum BPA miktarı 0.6 mg/kg olmalıdır. Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (EFSA) ve ABD günlük alınabilecek BPA miktarını 0.05 mg/kg vücut ağırlığı olarak belirlerken, Kanada Sağlık Bakanlığı 0.025 mg/kg olarak belirlemiştir (Erdem ve Acar 2012).

Birçok çevresel kirlenici gibi BPA da endokrin bozucu etkiye sahiptir. Vücutta hormon sistemini taklit ederek vücut gelişimini, doğurganlığı ve hücre metabolizmasını bozmaktadır (Huang vd. 2011, Şişe 2011). BPA uzun yıllar insanlar ve hayvanlar

üzerinde olumsuz ve toksik herhangi bir etkisi olmayan bileşik olarak tanındığı için gıda ve su ambalajlamada yaygın olarak kullanıldı. 1990'ların ikinci yarısından itibaren BPA'nın insan ve hayvan metabolizmasında hormonal sistemi etkileyerek endokrin bozucu etki gösterdiği anlaşılmış, bununla ilgili sayısız rapor yayımlanmıştır (Rykowska vd. 2005).

Kirlenme sonucu su ortamlarındaki canlı hayatın olumsuz yönde etkilenmesi veya yok olması, yeryüzündeki tüm besin zincirinin kökten sarsılmasına yol açabilecektir. Organik kimyasalların ve ağır metallerin ekolojik sistemde yayınımları dikkate alındığında doğal çevrimlerden daha çok, insan faktörü öne çıkmaktadır. Endüstriyel gelişmeler, şehirlerin büyümesi ve evsel kirlilikler, bilinçsizce kullanılan gübre ve zirai ilaçlar özellikle su kaynaklarına büyük bir tehdit oluşturmaktadır. Su kaynaklarının organik bileşiklerle kirlenmesinin giderek artması çeşitli endişelere neden olmaktadır (Mozaz vd. 2004).

Ambalajlı su tüketiminin artması nedeniyle BPA'dan üretilen damacanalarda da yaygınlaşarak günlük hayatın önemli bir parçası haline gelmiştir. Suyun taşınmasında pratik olması açısından 19 litrelik damacana ambalajlar yaygın şekilde kullanılmaktadır. Bu ambalajlardan suya BPA geçişi olabileceği ve ambalaj materyalinin insan sağlığına olumsuz etkide bulunabileceği endişesiyle zaman zaman kamuoyunda tartışmalar yaşanmaktadır. Bu çalışmada polikarbonattan üretilen damacanalardan suya BPA geçişinin araştırılması yanında suyun özelliklerinin bu geçişe etki edip etmediği araştırılmıştır. Bunun için sularda mikrobiyolojik çalışmalar ile pH, iletkenlik, anyon, katyon analizleri yapılmıştır. Ayrıca piyasada satılan bebek biberonlarının BPA içerip içermediği ile ilgili de çalışma yapılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. Bisfenol A (BPA)

BPA ilk kez 1891 yılında Dianin tarafından raporlanmıştır. Daha sonra 1905 yılında Zincke tarafından aseton ve fenol sentezlenerek oluşturulmuştur. Önemli bir sanayi kimyasalı olan BPA, polikarbonat (PC) plastik ve epoksi reçine üretiminde ara madde olarak kullanılmaktadır. Epoksi reçineler, yapıştırıcılar, kaplamalar, plastikler ve yapısal kompozitlerde uygulanırken, polikarbonatlar daha çok plastik ürünlerin üretiminde yer almaktadır (Matsumoto vd. 2002, Itoh vd. 2007, Huang vd. 2011).

Polikarbonat, karbonik asidin bisfenol esterinden elde edilmekte ve BPA'nın, karbonil klorür veya difenil karbonat ile girdiği yoğunlaşma polimerizasyonu sonucunda oluşmaktadır. Ancak polimerizasyon reaksiyonuna girmemiş, serbest halde bulunan kalıntı BPA monomeri, polikarbonat malzemedan gıdaya geçebilmektedir. Polikarbonat malzeme rutin olarak ısı işleme tabi tutulduğunda bozunma ürünleri oluşmaktadır (Olmo vd. 1997).

BPA polikarbonat üretiminin yanında, epoksi reçine ve alev geciktirici gibi ürünlerde de kullanılmaktadır. BPA, PVC (polivinil klorür) gibi maddelerde stabilite edici ve antioksidan olarak kullanılırken, düşük nem emiciliği, tokluk ve termal kararlılık nedeniyle mühendislik plastiklerinde de kullanılmaktadır. Çocuk oyuncakları da diğer tip plastiklere katkı maddesi olarak BPA içerebilmektedirler. (Yoshida vd. 2003, Wang vd. 2006, Nam vd. 2010).

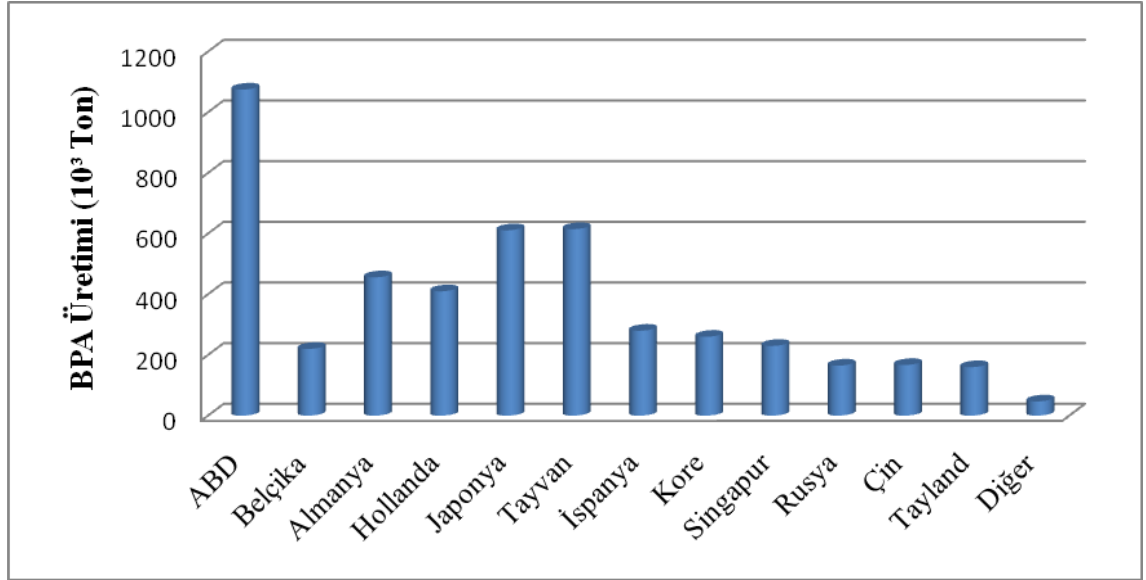
BPA'nın ticari ve endüstriyel kullanım alanı oldukça geniştir (Tsai vd. 2006). Önemli bir endüstriyel bileşik olan BPA, PC plastiklerinin ve epoksi reçinelerinin üretimi için öncelikli ara madde olarak kullanılmasının yanında dijital medya, elektronik ekipmanlar, otomobiller, inşaat camları, spor koruma ekipmanları, medikal araçlar, sofraya takımları, çok kullanımlı bebek biberonları, diş kaplamacılığı ve gıda ambalaj

kutularının laklanması olmak üzere çok geniş bir yelpazede kullanılmaktadır (Olmo vd. 1997, Ikezuki vd. 2002, Sajiki ve Yonekubo 2003, Huang vd. 2011).

Dünyada üretilen BPA'nın % 72'sinin PC malzemeler, % 21'inin ise epoksi reçine üretiminde kullanıldığı belirtilmektedir. Ayrıca, yapılan araştırma sonuçları BPA'ya maruz kalma oranının % 99'unun, PC malzemelerden ve epoksi reçinelerden temas halinde buldukları gıdaya migrasyon sonucu gerçekleştiğini göstermektedir (Kang vd. 2006, Maia vd. 2009).

BPA gibi polimerik malzemelerin geniş kullanım alanlarına sahip olmalarının nedeni, yapısal özelliklerinin istenildiği gibi ayarlanabilir olmasından ve ekonomik olarak elde edilebilmelerinden kaynaklanmaktadır. Yapısal özelliklerinin istenildiği gibi ayarlanabilmesi, monomerlerin kendi kendileriyle ve diğer monomerlerle kolay bağlanmalarının bir sonucudur. Ayrıca istenilen fonksiyonlara sahip polimerler de uygun fonksiyonel gruplu monomerler kullanılarak kolayca hazırlanabilir (Şakar 2007).

Günlük hayatın birçok alanında kullanılan BPA'nın üretim kapasitesi her yıl giderek artmaktadır. Global BPA talebinin 2010 yılında yaklaşık 5 milyon ton olduğu tahmin edilmektedir (Mezcua vd. 2006, Huang vd. 2011). Japonya'da bu ürünlerin üretimi giderek artmış, 2001 yılında 440 bin ton olan üretimin, 2005 yılında 530 bin ton olacağı tahmin edilmiştir (Yamano vd. 2008). Dünyada üretilen BPA miktarı ile ilgili grafik şekil 2.1'de verilmiştir (Huang vd. 2011).



Şekil 2.1 Dünyada yıllık BPA üretimi (Huang vd. 2011)

BPA çevresel su örneklerinde yaygın olarak saptanan endokrin bozucu bir bileşiktir. Endokrin bozucu bileşiklerin (EDC) sudaki organizmalar üzerinde zararlı etkileri konusundaki kanıtlar giderek artmaktadır. Ev dışı ya da sanayide sık kullanılan BPA gibi maddeler hormonları taklit ederek ya da antagonist etkiler göstererek hormonları etkilemektedir (Mezcua vd. 2006).

BPA'nın östrojenik etkisiyle ilgili ilk kanıt 1930'larda farelere verilmesiyle anlaşılmıştır. O günden bu yana BPA'nın insan fizyolojisi üzerine etkileri konusunda çalışmalar yapılmaktadır. Elde edilen sonuçlara göre normal günlük yaşam içinde maruz kalınan BPA konsantrasyonunun insan sağlığı için risk teşkil etmediği belirtilmektedir. Ancak son raporlar BPA'ya maruziyetin 0.05 mg / kg vücut ağırlığı gün limitinden daha düşük dozlarda insanlarda toksik etkilere yol açtığını göstermiştir (Chong vd. 2011).

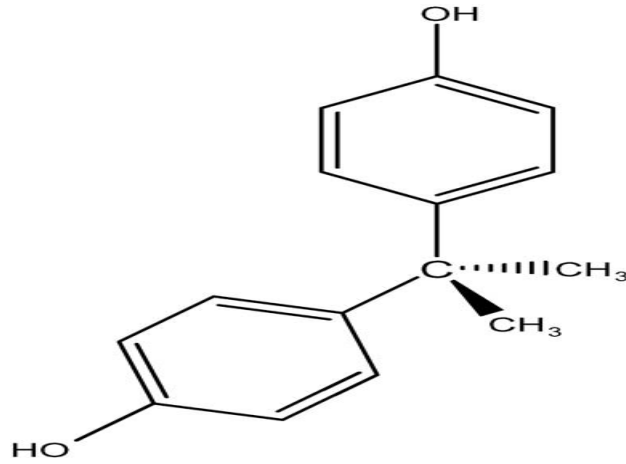
2.1.1 BPA'nın kimyasal yapısı

BPA, [2,2-bis(4-hidroksifenil) propan] bileşiğinin yaygın adıdır. Katı, fenolik kokulu, krem-beyaz renkte, kristal yapıda olan bir maddedir. 25 °C'deki yoğunluğu 1.1-1.2

g/L'dir. Etanol, aseton ve dimetilsülfoksit gibi çözücülerde iyi çözünmektedir. BPA bir monomerdur ve polikarbonat plastiklerinin daha güçlü ve esnek olmasını sağlamaktadır. Genellikle üçgen döngü sembollerinde "3" ve "7" ile kodlanan plastikler BPA potansiyeli olan ürünlerdir (Yoshida vd. 2003, Şişe 2011, Huang vd. 2011, Elobeid vd. 2012).

BPA asetonun eşdeğer iki fenolle yoğunlaştırılması sonucu sentezlenen bir organik bileşiktir. Bu bileşik hem asit hem de alkali ile katalizlenebilen bir reaksiyon sonucu oluşsa da, endüstriyel üretimde oluşan yan ürün miktarını ve sayısını minimize etmek için asitle (hidroklorik asit) katalizleme tercih edilmektedir. Reaksiyon sonucu, daha düşük saflıkta ve epoksi rezin imalatında kullanılan BPA ile yüksek saflıkta ve polikarbonat imalatında kullanılan BPA olmak üzere iki farklı kalitede ürün oluşmaktadır. BPA'nın suda çözünürlüğü 120-130 mg/L olduğu belirtilmektedir. Sulu ortamlarda BPA bozunmasına etki eden bazı faktörler vardır. BPA'nın atık sudan uzaklaştırılmasında, yüksek tuz konsantrasyonu ve pH varlığında elektrokimyasal oksidasyon yöntemleri etkili olmaktadır. Reaktif oksijen türlerinin varlığında BPA bozunması daha kolay olmaktadır. Ayrıca superoksit anyon, hidroksil radikal, yağlar ve sodyum klorür BPA bozunmasını hızlandırabilmektedir (Kang ve Kondo 2002, Yıldız 2009, Şişe 2011).

Endokrin bozucu bileşiklerin birçoğu hormonal aktiviteye sahip olmamalarına karşın, hormon sentezini, metabolizmasını ve eliminasyonunu modifiye ederek endokrin sistemi etkilemektedir. Bu etkilerin bir veya bir kaçını da bir arada olabilmektedir. BPA'nın moleküler yapısı şekil 2.2'de, bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri çizelge 2.1'de verilmiştir (Yıldız 2009).



Şekil 2.2 BPA'nın kimyasal yapısı (Kawaguchi vd. 2006)

Çizelge 2.1 BPA'nın fiziksel ve kimyasal özellikleri (Yıldız 2009, Şişe 2011)

Moleküler formülü	:C ₁₅ H ₁₆ O ₂
CAS numarası	:80-05-7
Molekül ağırlığı	:228.29 g/mol
Fiziksel hali ve rengi	:Beyaz partikül veya toz
Erime noktası	:153 °C
Kaynama noktası	:220 °C
Yoğunluğu	:1.1-1.2 kg/m ³
Buhar basıncı	:3.91E-07 mm Hg (25 °C'de)
Suda çözünürlüğü	:120 mg/l (25 °C'de)

BPA'nın önemli özellikleri; düşük buhar basıncına sahip olması, orta derecedeki suda çözünür olması ve düşük uçucu olmasıdır (Huang vd. 2011). BPA, yüksek reaktiviteye sahip iki fenol grubu içermektedir. Çok fazla doğal kaynaktan bulunmakla birlikte sentetik olarak aseton ve fenol'ün birleştirilmesiyle de üretilebilmektedir (Kawamura vd. 1998, Kang ve Kondo 2002).

2.1.2 BPA'nın bozunma mekanizması

BPA biyodegradasyon ve fotodegradasyonla yıkıma uğramaktadır. Yüzeysel sularda, atık su arıtma tesislerinde ve biyolojik atık su sistemlerinde hızlı bir şekilde biyodegradasyona uğramakta iken sıvı çevrede fotooksidasyon veya fotoliz yoluyla bozunmaktadır. Saf suda fotodegradasyon daha yavaştır (Bahadır 2011).

Yapılan çalışmalar, çevreye giren BPA'nın biyolojik olarak yıkıldığını ve muhtemelen fotokimyasal yıkıma uğradığını göstermektedir (Yıldız 2009). Gram negatif bakteriler gibi mikroorganizmaların yüksek tuz konsantrasyonu ve yüksek pH'da BPA'yı çözerek atık sulardaki BPA'nın uzaklaştırılmasında etkili olduğu belirtilmektedir (Sajiki ve Yonekubo 2003).

Nehir suyunda BPA'nın hızla degradasyona uğradığı ve yarılanma ömrünün ortalama 5 gün altında olduğu belirtilmiştir. Nehir suyunda BPA bozunmasının başlıca faktörü bakterilerdir. Yapılan çalışmalarda nehirlerden izole edilen birçok bakterinin farklı oranlarda BPA bozunmasına neden olduğu ortaya çıkmıştır. Ayrıca biyodegradasyona bakteri sayımı yanında sıcaklığın da etkili olduğu belirtilmektedir (Kang ve Kondo 2005).

İçme sularının dezenfeksiyonunda kullanılan dezenfektanların BPA ile ilişkisi de merak edilen konular arasındadır. Bu amaçla Mezcua vd. (2006) tarafından yapılan çalışmada güneş ışınları altında değişik koşullarda BPA davranışları incelenmiş ve birkaç degradasyon deneyi geliştirilmiştir. Bunun için içme suyunda klorlamanın BPA davranışlarında gösterdiği etki incelenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre doğal koşullar altında BPA'nın kimyasal olarak tamamen bozunmadığı anlaşılmıştır. Deiyonize su ve atık suya sodyum hipoklorit katılmış ardından güneş ışığına maruz bırakılmıştır. BPA'nın yaygın kullanılan dezenfektanlarla klorlu bileşiklere dönüştürülebildiği görülmüştür (Mezcua vd. 2006).

2.1.3 BPA'nın üretimi ve çevreye yayılması

BPA, polikarbonat ve epoksi reçineleri için talebi artarak devam eden bir kimyasaldır. BPA'nın dünya çapında global üretim değerinin 2006 yılında 3.9 milyon ton, 2010 yılında ise 5 milyon ton civarında olduğu tahmin edilmektedir. Bu üretim miktarıyla dünyada en yüksek üretim kapasitesi olan kimyasal maddeler arasında yer almaktadır. 1996 yılında üretilen BPA'nın % 48'inin Amerika'da, %32'sinin Doğu Avrupa'da, %20'sinin Japonya'da üretildiği bildirilmiştir. 2007 yılında Asya ülkelerinin tahmini yıllık 500.000 tonluk katılımıyla, BPA'nın üretim kapasitesinde yıllık % 6-7'lik bir artışın söz konusu olması beklenmektedir. Endüstriyel olarak BPA, polimer, epoksi rezin, polikarbonat, fungusit, antioksidan, boya, fenoksi, polisülfon ve kauçuk imalatında bir ara bileşik olarak görev yapmaktadır. Bu amaçla üretilen BPA, büyük çoğunluğu polikarbonat plastiklerin imalatında kullanılmaktadır. Bu alanlar dışında plastik dental dolgularda rezin olarak (BPA monomerleri içeren polikarbonat plastikler), gıda ambalajında lake kaplamacılıkta ve dişçilikte kullanılmaktadır. Bu maddenin insan sağlığı üzerine olumsuz etkileyecek potansiyele sahip olması nedeniyle dikkat edilmesini gerektirmektedir. BPA'nın yüksek üretim kapasitesi ve farklı kullanım alanları göz önünde bulundurulduğunda, çevreye önemli miktarlarda BPA girişi olduğu tahmin edilebilir. Bu kimyasal maddenin kendi üretimi sırasında çevreye giren miktarı, üretim işlemi kapalı sistemlerde gerçekleştiğinden, minimal olarak kabul edilmektedir. Çevrede bulunan BPA büyük ölçüde epoksi, polikarbonat ve polisülfon sertleştirici ve kauçuk imalatı sırasında oluşan büyük hacimlerdeki endüstriyel atık suların bir sonucudur (Yıldız 2009, Huang vd. 2011, Xu vd. 2011).

Dünyanın en çok üretilen ve harcanan kimyasallarından biri olması, yiyecek ve içme sularının sürekli olarak maruz kalması, BPA'yı halk sağlığı sorunu haline getirmiştir. Bu maddeye maruz kalmanın potansiyel riskleri, BPA'nın vücuttaki yükünün izlenmesini zorunlu kılmaktadır. Bazı kurumlar BPA içeren ürünleri raflarından uzaklaştırmıştır. Düşük dozlu hayvan çalışmaları sorgulandıklarında BPA yayılımı ile insan sağlığı arasında bazı bağlar görülmüştür. Çin'de yapılan çalışmalara göre, BPA üretim merkezlerinin diğer bölgelere nazaran oldukça kirlenmiş bölgeler olduğu belirlenmiştir. Çin'deki BPA'nın kaynağının daha çok BPA bazlı materyallerin üretiminden ve

işlenmesinden meydana geldiği belirlenmiş, ayrıca denize atılan plastik çöplerden 267 canlının etkilendiği not edilmiştir. Bu şekilde BPA'ya maruz kalan canlıların embriyonik gelişim ve genetik bozukluklara uğradıkları belirtilmiştir (Huang vd. 2011).

BPA yaygın kullanıldığından çevreye rahatlıkla yayılabilmekte, buradan da içme sularına geçebilmektedir. Maggioni vd. (2012) tarafından İtalya'da 35 büyük şehirde içme sularında ve 5 adet şişelenmiş maden suyunda yapılan çalışmada sulara BPA düzeyi 0.82-102 ng/L aralığında bulunmuştur. Mozaz vd. (2004) tarafından yapılan çalışmada BPA düzeyi nehir suyunda 0.065- 0.295 µg/L düzeylerinde bulunurken, içme suyunda 0.005 µg/L olarak tespit edilmiştir. Tayvan'da yapılan çalışmada, su numunelerinde BPA konsantrasyonu 16.2 µg/L, akarsu numunelerinde 10.5 µg/L olduğu tespit edilmiştir (Huang vd. 2011). Olmo vd. (1997) tarafından sulara yapılan çalışmada BPA konsantrasyonu 2.5-10 ng/ml olarak bulunmuştur.

2.1.4 BPA'nın gıdalara ve içeceklere geçişi

BPA epoksi reçine ve polikarbonat üretiminde kullanılan bir monomer olarak bebek biberonları, gıda ve içecek ambalaj kapları gibi çeşitli plastik türlerinde kullanılmakta, buradan da gıda maddelerine geçebilmektedir. Aynı şekilde epoksi reçineler konserve kaplarında iç kaplama malzemesi olarak kullanıldığında da gıda maddelerine bulaşmaktadır. Bu maddenin yaygın kullanımı insanların maruz kalabileceği geniş bir alan yaratmaktadır. BPA'nın insanlara geçmesinde kontamine olmuş gıda ve içecekler birincil etkenlerdir. Normal koşullarda bir çok ürün BPA'yı dışarı verebilmektedir (Fan vd. 2007, Li vd. 2010).

Polikarbonat malzemenin bozunmasıyla temas halinde bulunduğu gıdaya BPA migrasyonu olmaktadır. BPA molekülleri arasındaki kimyasal bağlar çok kararlı olmadığından, sıcaklık ve benzeri faktörlerin etkisiyle bu bağlar zayıflamakta, malzemenin bozunmasına neden olmaktadır. Bu şekilde malzemedeki serbest BPA miktarı artmaktadır. (Biles vd. 1997, Brede vd. 2003, Brem ve Grob 2009, Maia vd. 2009). Genel olarak BPA'ya maruziyet gıda ile temas eden epoksi reçine ve

polikarbonat malzemelerden gıda ve içeceklere geçmesiyle olmaktadır (Le vd. 2008, Elobeid vd. 2012).

Gıda ambalajında kullanılması nedeniyle proses uygulamalarında BPA gıdaya geçebilmektedir. Özellikle sıcaklık uygulamasının migrasyonu artırdığı belirtilmektedir. Epoksi reçineler aynı zamanda stabilize edici komponentler olarak BPA diglisidil eter (BADGE) ve Bisfenol F diglisidil eter (BFDGE) içerebilirler. BPA saklama sırasında gıda uyarıcılarının etkisiyle parçalanabilmektedir (Poustkova vd. 2004). Polikarbonat kapların otoklavlanması sırasında BPA açığa çıkmakta ve hafif östrojenik aktivite gösterebilmektedir (Yoshida vd. 2003).

Polikarbonat malzemelerin yüzeyindeki veya yüzeye yakın yerlerden BPA migrasyonu gerçekleşmektedir. Gıda ambalajlarında reaksiyona girmemiş BPA molekülleri gıdaya direk geçebildikleri gibi ambalajlara uygulanan otoklavlama ve mikrodalga ısıl işlem sonucu da geçebilmektedirler. Yüksek sıcaklıkla birlikte migrasyon da artmaktadır (Poustkova vd. 2004, Diana ve Dimitra 2011).

PC üretimi sırasında polimerizasyon reaksiyonuna girmemiş, serbest halde bulunan kalıntı BPA monomeri polikarbonat malzemedan gıdaya geçebilmektedir. Yapılan çalışmalarda biberon hiç yıkanmadan kullanıldığında BPA geçişi 0.24 µg/L bulunurken bir kez kullanıldıktan sonra BPA düzeyi 0.13 µg/L'ye düşmüştür. Bu da gösteriyor ki üretim sırasında bir miktar BPA açıkta kalmaktadır. Yüksek sıcaklıkta karbonat bağlarına hidrolitik ataklar etkili olmaktadır. Bu nedenle yeni biberonlara göre eskilerden daha fazla geçiş olabilmektedir. Ayrıca biberonlarda PC zincirler arasındaki mesafe ölçülmüş, PC biberonlarda zincir aralıkları arasındaki mesafe yeni biberonlarda 0.499 nm iken 6 ay kullanılmış biberonlarda 0.511 nm olduğu belirlenmiştir. Bu durum, fiziksel etkilerin PC biberonlarda BPA geçişlerini arttırdığını göstermektedir (Kawaguchi vd. 2006, Itoh vd. 2007, Nam vd. 2010).

Polikarbonat kaplardan gıda veya içeceklerin tüketilmesi insanların BPA'ya maruz kalmasına yol açmaktadır. Yüksek sıcaklıkla birlikte asidite veya alkalilik artışı durumunda hidroliz yoluyla polimerler bozulmakta sonuç olarak BPA migrasyonu da artmaktadır. Yapılan çalışmalarda kullanılmış şişelerin yeni şişelerden daha fazla migrasyon verdiği belirtilmektedir. Buna karşın eski ve yeni polikarbonat şişelere kaynar su konulmasıyla yapılan çalışmada şişelerden geçen BPA miktarları arasında fark görülmediği belirtilmiştir. (Carwile vd. 2009).

Son yıllarda gıda ve içeceklerin tüketimiyle alınan BPA'nın insan sağlığına yönelik tehditleri endişe verecek boyuta gelmiştir (Maragou vd. 2006). ABD'de yapılan çalışmalarda hamile kadınların % 96'sında BPA'dan kaynaklı kimyasal maddeler tespit edilmiştir. İçme suları ve diğer içeceklerden BPA alımıyla idrardaki konsantrasyon % 70 arttığı belirtilmiştir (Elobeid vd. 2012). Özellikle hassas bünyeye sahip olan bebeklere yönelik önlemler arttırılmaya başlanmış, bebek ürünlerinde BPA kullanımına kısıtlamalar getirilmiştir. Kanada ve bazı ABD eyaletlerinde 2008 yılında bebeklerin maruziyetini azaltmak amacıyla polikarbonat biberonların kullanımına yasak getirilmiştir (Carwile vd. 2009). AB ve ülkemizde ise 2011 yılında polikarbonat malzemenin biberonlarda kullanımı yasaklanmıştır (Anonymous 2011a, b, Anonim 2011).

BPA ile ilgili birçok gıda maddesinde de çalışmalar yapılmaktadır. Ferrer vd. (2010) tarafından süttozu ve bebek mamalarında yapılan çalışmada BPA düzeyleri 0.07 - 1.29 mg/kg olarak bulunmuştur. Hadjmohammadi ve Saedi (2010) tarafından yapılan çalışmada sütlerde BPA 0.47 – 1.014 mg/dm³ tespit edilmiştir. Xu vd. (2011) tarafından konserve süt ve portakal numunelerinde yapılan çalışmada numunelerdeki BPA miktarı 0.41–1.34 ng/mL aralığında tespit edilmiştir.

2.1.5 BPA'nın sağlık üzerine etkileri

Son yıllardaki alışmalar, BPA'nın polikarbonat malzemelerden gıda ürünlerine geçerek halk sağlığını tehdit ettiği konusunu gündeme getirmektedir. Bu nedenle BPA'nın insanlara maruziyeti konusu endişe verici boyuttur (Maia vd. 2010).

BPA vücut hormonlarını taklit ederek endokrin bozucu etki göstermektedir. Vücuda girdikten sonra östrojen gibi davranarak hücre işlevini bozmaktadır (Huang vd. 2011). Canlılarda hormonların saklandığı salgı bezleri ve hormonların algılandığı reseptörler endokrin sistem olarak adlandırılmaktadır. Endokrin bozucular (EDC), insan ve hayvan metabolizmasında hormonları taklit ederek üreme sistemini olumsuz etkileyen doğal veya sentetik kimyasal bileşiklerdir. Bu bileşikler, hormon reseptörlerini ve hormon sentezini bozarak hormonların üretimi, salınımı, bağlanması, taşınması, etkinliği, yıkımı ve vücuttan atılımları üzerine etki etmektedirler. (Wang vd. 2006, şişe 2011, Bahadır 2011). Bu maddeler arasında östrojenik davranışlar gösteren BPA da yer almaktadır (Nam vd. 2010, Xu vd. 2011).

Biyolojik izleme, endokrin bozucu kimyasalların (EDC) risk değerlendirmesi için gerekli bir süreçtir (Yi vd. 2010). EDC, doğum kontrol haplarının balıklar üzerindeki toksikolojik etkileri rapor edildiğinden beri kamuoyunun dikkatini çekmektedir. 1970 ve 1980'lerde atık su arıtma tesislerinde ve atık sularda hormonlar ve ilaç kalıntılarında EDC rapor edilmiştir (şişe 2011).

BPA'nın östrojeni taklit edip hormonal dengesizliklere yol açtığı, erkeklerde kısırlık, prostat ve hatta meme kanserlerine neden olduğu belirtilmektedir. Tatlı ve tuzlu su ürünlerinde 1-10 $\mu\text{g}/\text{mL}$ orandaki BPA akut toksik etki gösterebilmektedir (Bin vd. 2007). Östrojen gibi hormonları taklit ederek sağlığı olumsuz yönde etkileyen bu maddeler, insan ve hayvanlarda feminizasyon, üreme başarısızlığı, doğum anomalilerine yol açma ve fiziksel gelişimi ile ilgili olumsuzluklara neden olmaktadır (Morales vd. 2010). Son zamanlarda yapılan çalışmalarda ng/l düzeyinde iz miktarda BPA'nın bile östrojenik aktivite gösterdiği belirtilmiştir (Watabe vd. 2005).

Birçok non steroid antropojenik kimyasal madde gibi BPA doğal östrojenleri taklit etmekte (Kawaguchi vd. 2004), hücre içerisinde östrojen ve androjen yerine bağlanarak normal hücre fonksiyonları ve dolayısıyla normal hücre gelişimi engellediği düşünülmektedir. Bu şekilde östrojenin işlevini yerine getirememesine, üreme ve gelişim sistemlerini olumsuz etkilediğine ve hücrelerin farklı organize olmasına neden olarak ciddi sağlık sorunları meydana getirebileceği belirtilmektedir (Brede vd. 2003, Wozniak vd. 2005, Maragou vd. 2008, Lee vd. 2008, Li vd. 2010). Ayrıca sperm azalması, prostat hacminin artması, testis anomalisi, fertilité düşüklüğü gibi sağlık üzerine olumsuz etki göstermektedir. Anne sütüyle bebeklere geçmesi durumunda risk oluşabileceğinden hareketle BPA'nın izlenmesi gerekmektedir. Özellikle bebekler açısından son derece hassas olan anne sütünde BPA tespiti çok önemlidir. Anne sütünde BPA'ya rastlandığına ilişkin birçok çalışma mevcuttur. Seul'de 100 gönüllü anneden alınan süt örneklerinde yapılan çalışmada, BPA düzeyi nd(tespit edilmedi) ile 87.7 µg/L arasında bulunmuştur (Yi vd. 2010).

BPA ile ilgili araştırmalar arttıkça yeni olumsuzluklar da ortaya çıkmaktadır. BPA vücut sisteminde kanser, diyabet obezite ve üreme sistemini kontrol potansiyeli olan hormonları taklit etmektedir. Oral yolla alınan BPA, 6 saat sonra yarılanma, 24 saat sonra da metabolize olmaktadır. Ancak sürekli ve yaygın şekilde BPA'ya maruz kalınması durumunda idrar örneklerinde BPA konsantrasyonuna rastlandığı belirtilmektedir (Carwile vd. 2009, Elobeid vd. 2012).

BPA'nın çevrede yaygın şekilde bulunabilirliği ve insan sağlığına potansiyel etkisi büyük bir ilgiyi beraberinde getirmiştir (Zhao vd. 2010). BPA'nın östrojenik aktivite gösterdiği Dodds ve Lawson tarafından 1936'da ortaya konmasına rağmen bu maddeye ancak son yıllarda dikkat çekilmiştir (Fan vd. 2007). Farelerde yapılan çalışmada beyin dokusu ve serum düzeyinde lipit peroksidasyonuna sebep olduğu belirlenmiştir (Bahadır 2011). BPA aynı zamanda üreme kapasitesi üzerinde olumsuz potansiyele sahip bir östrojendir (Inoue vd. 2002). Farelerde yapılan çalışmalarda BPA'nın sperm üretimini azalttığı, prostat ağırlığına neden olduğu, fetus ve yenidoğanlarda gelişime engel

olduğu 2-5 ng/ml konsantrasyonundaki BPA'nın östrojenik etki gösterebildiği görölmüştür (Miyakoda vd. 1999, Maragou vd. 2006, Yamano 2008).

Yapılan çalışmalarda farelerde 2.4 µg/kg BPA transferinin olumsuz etki etmek için yeterli doz olduğu dolayısıyla insan embriyosu fetüsünün gelişimi üzerinde de olumsuz etki yapabileceği görölmüştür (Ikezuki vd. 2002). Farelerde yapılan diğer bir çalışmada 2-20 ng/g düzeyinde BPA'nın sperm üretiminde azalma protat genişlemesi ve dişi yavruların östruz süresinin kısılmasına neden olduğu belirtilmiştir (Yoshida vd. 2003).

BPA oral yolla farelere verildiğinde plasenta bariyerini geçip fetusa ulaştığı gözlenmiştir. Ancak BPA glukuronid fetusa geçememiştir. 10 mg/kg vücut ağırlığına denk gelecek konsantrasyonda BPA gebe farelere verilip ardından incelendiğinde fetusa BPA glukuronidin plasentayı geçemediği belirlenmiştir. Oysa aynı konsantrasyonda (10 mg/kg va) BPA erkek farelere verildiğinde 1 saat sonra BPA konsantrasyonunun % 90 oranında BPA glukuronid testis ve kanda tespit edilmiştir (Miyakoda vd. 2000).

BPA'nın sağlık üzerine etkileri ile ilgili daha çok östrojenik aktivite konusunda odaklanmış ancak karaciğer hasarı, pankreatik hücre fonksiyonu, tiroid hormon bozukluğu ve obeziteye neden olabilecek etkileri gibi olumsuzluklar da rapor edilmektedir (Lang vd. 2008). Yapılan alışmalarda BPA'nın spermilerin fertilizasyon oranını düşüren kimyasal maddelerden biri olduğu belirtilmiştir. Bunun için spermiyotoksik seviyenin 0.3 mg/L olduğu tespit edilmiş, ayrıca bu seviyedeki BPA'nın iskelet sisteminde deformasyonlara neden olduğu ve daha yüksek konsantrasyondaki BPA'nın bölünmeyi engelleyerek embriyoların erken safhalarında gelişiminin durmasına neden olduğu belirtilmiştir (Arslan 2005).

Birçok organizma için en önemli dönem yumurtanın döllelenmesinden bebeğin oluşumuna kadar olan süreçtir. Gelişen bir fetus (bebek) için hücreler büyümeye ve farklılaşmaya başlarken hormonlar ve proteinlerdeki değişiklikler arasındaki hassas dengenin korunması gerekmektedir. Endokrin bozucu kimyasalların doz miktarı ve maruz kalma süresi oluşabilecek olumsuz etkinin şiddetini belirlemektedir (şişe 2011).

BPA östrojenik etki göstermesi ve kansere yatkınlığı artırma ile insanlar üzerinde endokrin bozucu etki göstermesine rağmen tartışmalar devam etmektedir (Li vd. 2010).

BPA'nın depolanması sırasında açığa çıkan ürünler de toksik etki gösterebilmektedir. Bu toksik etkiler kanserojenik, mutajenik, merkezi sinir sistem bozuklukları, karaciğer ve böbreklerde tahribat gibi olumsuzluklara neden olabilmektedir (Poustkova vd. 2004).

İnsanların yaygın şekilde BPA'ya maruz kalması ve BPA'nın endokrin sistem üzerine etkisi kaygılara neden olmaktadır. Japonya'da infertilite sorunu olan 20-45 yaş arası 166 kadından idrar örnekleri alınarak incelenmiş, sonuç olarak 140 idrar örneğinde 0.69-2.80 µg/L BPA bulunmuştur (Itoh vd. 2007).

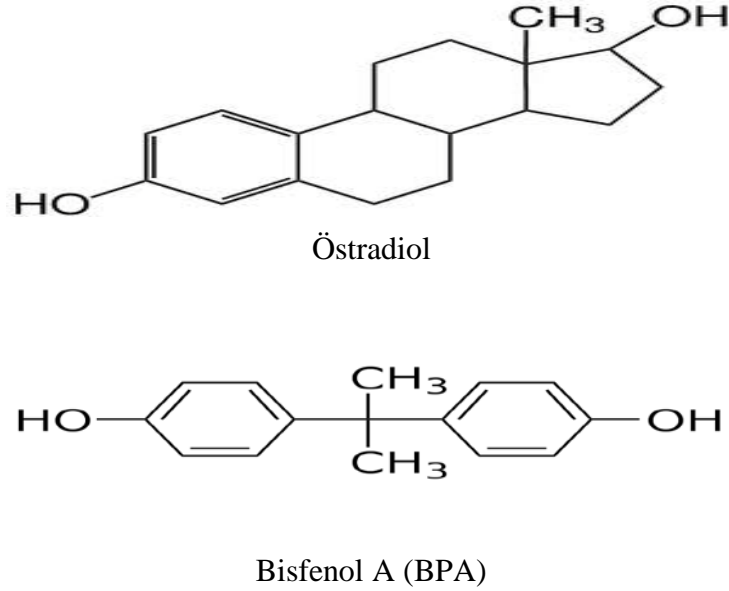
BPA ile cinsiyet hormonları arasındaki ilişkinin araştırılması için serumda yapılan bir çalışmada erkeklerde BPA düzeyi 1.49 ng/ml, kadınlarda 0.64 ng/ml olarak bulunmuştur. Çalışılan herkesin serumunda BPA tespit edilmiştir. Çalışmada BPA konsantrasyonu ile testosteron arasında doğrusal bir ilişki olduğu ancak BPA konsantrasyonu ile diğer cinsiyet hormonları arasında bir ilişki tespit edilememiştir (Takeuchi ve Tsutsumi 2002).

BPA bioakümülyasyonu konusunda en uygun ölçüm idrarda BPA seviyesine bakılmasıdır. Ağız yoluyla alınan BPA vücuttan hızla atıldığından ölçüm için en uygun sıvı idrar olarak kabul edilmektedir. İnsanlarda ve hayvanlarda BPA hızla metabolize olmakta ve idrarla vücuttan atılmaktadır. ABD'de 1455 yetişkin insana (18-74 yaş aralığı) ait BPA ve idrardaki kreatin düzeyleri araştırılmış, çalışmada idrardaki yüksek BPA konsantrasyonu ile kardiyovasküler hastalıklar, diyabet ve karaciğer enzimleri klinik anormal konsantrasyonu arasında ilişki bulunmuştur (Ye vd. 2005, Lang vd. 2008).

2000-2004 yılları arasında 30 yetişkinin idrar örneklerinde HPLC-MS ile yapılan çalışmada BPA'nın % 9.5'inin idrarla atıldığı, atılan BPA'nın % 69.5'inin glucuronid metaboliti olduğu belirlenmiştir. İnsanlarda düşük dozda oral yolla BPA alındığında kan

ve idrarda BPA glucuronid metaboliti tespit edilebilmektedir. Benzer şekilde farelerde BPA'nın en önemli metabolitinin BPA monoglucuronide olduğu belirtilmiştir. Bu yüzden idrar konsantrasyonunun BPA markeri olarak kullanılabilmesi belirtilmiştir. ABD'de 394 yetişkin idrarı GC-MS ile incelendiğinde numunelerin % 95'inde 0.1 µg/L üzerinde BPA bulunmuştur (Ye vd. 2005).

Canlılarda endokrin bozucu bileşiklere karşı bağışıklık kazanabilecek herhangi bir endokrin sistem bulunmamaktadır. Bunun nedeni kimyasalların ortak özelliklerinin bulunması ve hormonların sentezlenmesi, salınması ve degradasyonu ile ilgili olan enzim ve reseptörlerin benzerlikleridir. Örneğin şekil 2.3'de östradiol hormonu ile BPA arasında yapısal olarak benzerlik bulunmaktadır. Bu sayede BPA, östrojen hormonunu taklit edebilmektedir (Şişe 2011).



Şekil 2.3 Östradiol ile BPA arasındaki şekilsel benzerlik (Şişe 2011)

BPA fetal dönemde insan gelişimini etkileme ve meme kanserinde öncü potansiyele sahip olduğundan şüphe duyulmaktadır. Östrojenik aktivite gösterdiği için sperm sayısı ve sperm aktivitesinde olumsuz etki göstermektedir. Karaciğerde toksik etki gösterebileceği hatta yağ hücrelerini etkileyerek obeziteye bile yol açabileceğinden şüphe edilmektedir. Buna ek olarak insanlarda kalp damar ve diyabet gibi kronik

hastalık koşulları oluşturabileceği belirtilmektedir. Çin'de yapılan bir çalışmada BPA'nın oksidatif strese neden olduğu ve embriyo karaciğerinde DNA hücresinde tahribata neden olduğu görülmüştür. Bunlardan dolayı Kanada ve ABD başta olmak üzere bir çok ülkede BPA'nın kullanımıyla ilgili risk çalışması yapılmış, bebek ve ocuk ürünlerine yönelik bazı önlemler alınmıştır (Huang vd. 2011).

Yıldız (2009) tarafından yapılan çalışmada 125 mg/kg/gün BPA uygulanan gruplardaki sıçanların eritrosit sayılarında ve hematokrit yüzdelerinde düşüş olduğu saptanmıştır. Yapılan histopatolojik incelemelerde ise 125 mg/kg/gün BPA uygulamasının erkek sıçanlarda karaciğer, böbrek ve dalak dokularında anlamlı sıklıkta histopatolojik değişikliklere neden olduğu ortaya konmuştur. Son zamanlarda yapılan bir çalışmaya göre BPA seviyesiyle astım ve hırıltılı solunumunun ilişkili olduğu ortaya çıkmıştır. Çocuklarda idrar örneklerinde görülen BPA ile astım arasında yakın ilişki tespit edilmiştir. 3, 5 ve 7 yaşlarında en yüksek BPA seviyelerine sahip olan çocuklarda astım riskinin yüzde 40 daha fazla olduğu hesaplanmıştır (Donohue vd. 2013). Yetişkinlere göre çocuklarda idrarda daha yüksek konsantrasyonlarda BPA olduğu belirlenmiştir (Edginton ve Ritter 2009).

BPA'nın insan fetüsüne geçip geçmediği ile ilgili yapılan çalışmada kan örneklerinde 1-2 ng/ml, gebeliklerin 15-18. haftasındaki amniyon sıvısında ise 8.3-8.7 ng/ml oranında BPA'ya rastlanmıştır (Ikezuki vd. 2002).

İnsan metabolizmasındaki BPA'nın yıllar içerisindeki değişimi ile ilgili yapılan çalışmada iki öğrenci grubu (1992 yılında 50, 1999 yılında 56 öğrenci) incelemeye alınarak idrar örneklerinde BPA düzeyi araştırılmış, genel olarak 1992 yılı öğrencilerinin idrarında daha yüksek seviyede BPA bulunmuştur (Matsumoto 2002).

BPA içeren ürünlerin tüketimiyle vücut metabolitleri arasındaki ilişki konusunda da birçok çalışma mevcuttur. Yamano vd. (2008) tarafından yapılan çalışmada 94 öğrenci 5 yıl boyunca (1998–2003) izlenmiş, öğrencilerin idrarlarında BPA düzeyleri

araştırılmıştır. HPLC metoduyla yapılan çalışmada çocukların idrarında ortalama 2.66 ng/mg BPA bulunmuştur.

Şişe (2011) tarafından anne sütü örneklerinde yapılan çalışmada, 100 anneye ait süt örneği incelenmiş, BPA düzeyi 0.36–16.34 µg/L arasında değişen değerlerde tespit edilmiştir. Yapılan çalışmaya göre BPA konsantrasyonları ile annelerin yaş, mesleki durum, eğitim durumu ve gebelik sayısı ile herhangi bir farklılık görülmemiştir. Ayrıca tüketilen içme suyu türü (damacana, musluk, kuyu suyu) ile anne sütündeki BPA düzeyleri arasında herhangi bir anlamlı farklılık görülmediği belirtilmiştir. Carwile vd. (2009) tarafından yaşları 18-23 olan 77 kişi üzerinde yapılan çalışmada, polikarbonat şişelerde suyun tüketilmesi sonucu idrardaki BPA konsantrasyonunun 1 haftada % 69 arttığı belirtilmiştir.

Cobellis vd. (2009) tarafından HPLC floresans metoduyla yapılan çalışmada, 58 hasta kadın kan serumunda BPA aranmış, kadınların % 51.7'sinde 0.79 - 7.12 ng/mL düzeyinde BPA bulunmuştur.

Çin'de 10 fabrikada çalışan işçilerin aileleriyle birlikte toplam 952 kişinin kan ve idrar örnekleri incelenmiş, idrarda ortalama 10.45 µg/L, kanda ise ortalama 2.84 µg/L BPA bulunmuştur. Erkeklerde ve sigara içenlerde BPA düzeyinin daha yüksek olduğu belirtilmiştir (He vd. 2009).

Donohue vd. (2013) tarafından yapılan çalışmada, gebeliklerinin son üç ayı içinde izlenen 568 kadın ve bu kadınlardan doğan çocukların 3, 5 ve 7 yaşlarında idrarlarında BPA seviyeleri ölçülmüş, çocukların yüzde 90'dan fazlasının idrarında BPA bulunduğu belirtilmiştir.

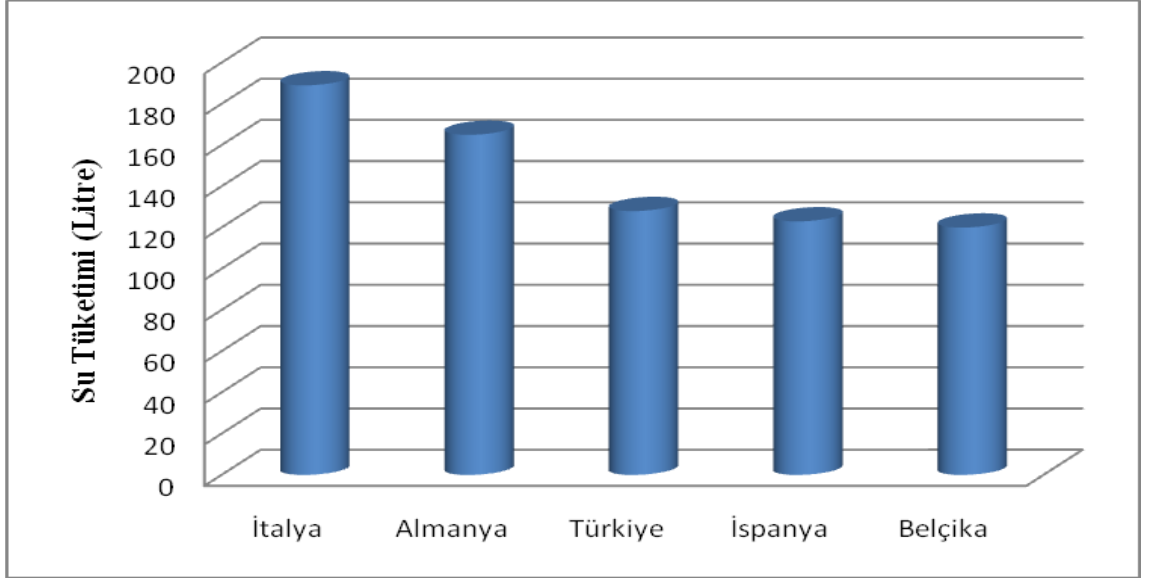
2.2 Suların Ambalajlanması ve Damacanalardan BPA Geçişi

İnsan metabolizmasında ve günlük yaşamın her alanında kullanılan su, yaşamın bir diğer adı olarak anılmaktadır. Bu bakımdan susuz yaşam olanaksızdır. Vücut metabolizmasının dengeli bir şekilde yürütmesi ve sağlıklı bir yaşam için alınması gereken minimum bir sıvı düzeyi vardır. Bu sıvı günlük yaşam içerisinde daha çok suyla karşılanmaktadır (Bingöl 2007).

Nüfus artışı, sağlıksız kentleşme, gelir düzeyinin artması, lezzetli ve güvenilir içme suyu arayışı gibi faktörler ambalajlı su tüketimindeki artışı beraberinde getirmektedir. 2000'li yıllarla birlikte ambalajlı su tüketimi artarak günlük yaşamın önemli bir parçası haline gelmiştir. Son verilere göre dünya ambalajlı su tüketim miktarının 53 milyar galon olduğu belirtilmektedir. Türkiye su kaynakları bakımından dünyanın zengin olarak nitelendirilen bir bölgesinde yer almasına rağmen, büyük şehirlerin bu sürece hazırlıksız yakalanmaları, alt yapı yetersizlikleri gibi olumsuzluklar içme ve kullanma suyu temininde çeşitli sıkıntıların doğmasına yol açmıştır. Türkiye’de 1980’li yıllarda geri dönüşümsüz ambalajlarda su üretimi başlamış ancak uzun yıllar sınırlı sayıda firmayla devam etmiştir. 1997 yılında yürürlüğe giren “Doğal Kaynak Maden ve İçme Suları ve Tıbbi Suların İstihsalı, Ambalajlanması ve Satışı Hakkında Yönetmelik” ile açıkta su satışı yasaklanmış, bununla birlikte üretim, şişeleme ve satış aşamalarına belli standartlar getirilmiştir. Bu aşamadan sonra ambalajlı içme ve maden suyu sektörü hızlı bir gelişme sürecine girmiştir. Türkiye su kaynaklarının zenginliği bakımından dünyadaki sayılı ülkelere birisi olup, ambalajlı su sektöründe gelecek vaat eden bir potansiyele sahiptir. Ambalajlı su sektörü 2011 yılı itibarıyla 9.3 milyar litrelik tonaja ulaşmıştır. Tüketimin yaklaşık % 65’lik kısmını eve servis edilen damacana suları, % 35’lik kısmını ise PET şişe (polietilen tereftalat) sularının oluşturduğu belirtilmektedir (Anonim 2012a).

Türkiye’de 2009 yılında yıllık kişi başına ortalama ambalajlı su tüketimi 38 lt PET şişe, 86 lt damacana olmak üzere toplam 124 litre olarak gerçekleşmiştir. Kişi başı tüketim oranı 189 litre olan İtalya, 165 litre olan Almanya, 123 litre olan İspanya ve 120 litre

olan Belçika gibi AB ülkeleri ile karşılaştırıldığında, Türkiye’de ambalajlı su tüketimi AB ülkelerindeki tüketim seviyelerine yaklaşmaktadır (Şekil 2.4). 2010 yılında yıllık kişi başına ortalama ambalajlı su tüketimi 42 lt PET şişe, 86 lt damacana olmak üzere toplam 128 litre, 2011 yılında da yıllık kişi başına ortalama tüketimi 46 lt PET şişe, 87 lt damacana olmak üzere toplam 133 litre olarak gerçekleşmiştir (Anonim 2012b).



Şekil 2.4 Bazı ülkelerde 2009 yılı kişi başı ambalajlı su tüketimi (Anonim 2012b)

Ülkemizde, özellikle kentleşmiş Marmara, Ege ve İç Anadolu bölgelerinde ambalajlı su tüketimi hızla artmaktadır. Sektörde halen Sağlık Bakanlığı ruhsatına sahip 296 ruhsatlı ambalajlı su tesisi bulunmakta ve bu tesisler kaynak suyu, doğal mineralli su ve içme suyu tesisi olarak faaliyet göstermektedir (Anonim 2012a).

Su her türlü yaşam formunun varlık nedeni olduğu için içilen suyun güvenli olması büyük önem taşımaktadır. İnsan sağlığı için risk taşınamalıdır. Bunun için de kimyasal ve bakteriyolojik kirlenmelerden etkilenmemiş olması gerekir. Günümüz dünya nüfusunun yaklaşık % 20'si güvenli içme suyundan yoksundur. Su ile bulaşan diyare, malarya, dizanteri, gibi hastalıklar özellikle gelişmekte olan ülkelere her yıl

milyonlarca kişiyi etkilemekte ve ölümlere neden olmaktadır (Karagülle 2004, Uzun 2006).

Sağlık, gıda güvenliği, beslenme, yaşanabilir dengeli bir çevre gibi hayatın birçok boyutu açısından su kilit öneme sahiptir. Bu bağlamda su kaynaklarının rasyonel yönetimi de vazgeçilmez unsurlardan birisini oluşturur. Ancak dünyada olduğu gibi ülkemizde de su kaynaklarına olan ihtiyaç giderek artarken, sınırlı olan bu kaynaklar üzerindeki kirlilik baskıları da giderek artmaktadır. Endüstriyel ve evsel kirlilikler, bilinçsizce kullanılan gübre ve zirai ilaçlar su kaynaklarına büyük bir tehdit oluşturmaktadır. Temiz su kaynaklarına ulaşmak giderek zorlaşmaktadır (Uzun 2006).

İçme sularının özelliklerinin belirlenmesi su kalitesi açısından büyük öneme sahiptir. Kirli sular, bitki ve diğer canlıların sağlığı üzerinde ciddi etkilere yol açmaktadır. Bu nedenle, suda bulunan maddelerin konsantrasyonu son derece önemlidir. Sulardaki oranlar belli değerden yüksek olmamalıdır (Yalçın 2008).

1998-2005 yılları arasında ambalajlı su miktarının 3 kat artarak 380 milyon litreden 1 milyar litreye ulaştığı, kişi başına tüketimin ortalama 100 L'ye yaklaştığı belirtilmektedir. Bu artışın nedenleri arasında şebeke sularına olan güvensizlik, dezenfeksiyon sonucu ortaya çıkan yan ürünler, turistik bölgelerdeki su sıkıntısı, özellikle sıcak dönemlerdeki su sıkıntıları, etkin pazarlama ve tüketim alışkanlıkları gösterilmektedir (Diana ve Dimitra 2011). Şehir şebeke sularının kirlenmesi insanları ambalajlı sulara yönlendirmektedir. Günümüzde şişelenmiş su tüketiminin artması ABD dahil gelişmiş ülkelerde sağlık ve güvenlik ile ilgili kaygıları artırmaktadır. Piyasada ekonomik ve çevresel etkileri farklı olan birçok farklı şişelenmiş su ürünleri bulunmakta ve bu şişelenmiş suların güvenliğiyle ilgili yeterli kanıtlar olmayabilmektedir (Napier ve Kodner 2008).

Ambalajlı suların analizi için mikrobiyolojik ve fizikokimyasal parametreler belirlenmiş ancak suyun ambalajı ile ilgili çeşitli kaygılar devam etmektedir. Çünkü sular ambalajlı haliyle uzun süre depolanabilmekte ve su şişesi defalarca kullanılabilir. Bu

kullanım sırasında kapların yeterli şekilde dezenfekte edilip edilmediği konusunda kuşkular bulunmaktadır. Özellikle depolama sırasındaki olumsuz koşullar (sıcak ortamda depolama, güneş ışığına maruz kalma) daha çok soru işaretlerine yol açmaktadır. Organik bileşikler içeren kapların su ambalajında kullanılmasının insan sağlığına yönelik olumsuz etkileri konusunda birçok çalışma yapılmıştır. Organik bileşikler mikroorganizmaların karbon kaynağı olabildiği gibi suyun koku ve tat özelliklerini de etkileyebilmektedir. Ambalajlı su şişelerinin 15 ve 30 gün açık havada kötü depolama koşullarında bırakılmasıyla yapılan çalışmalarda, su örneklerinde BPA gibi birçok madde tespit edilmiştir. Dış koşullara maruz kalma süresinin artması, BPA konsantrasyonu üzerinde artırıcı etki göstermiştir (Diana ve Dimitra 2011).

Endokrin bozucu kimyasalların (EDC) geniş şekilde çevreye yayılarak bazı türlerin yaşam koşullarında değişikliklere neden olacağı belirtilmektedir. Bu maddelerin içme sularında düşük konsantrasyonlarda bulunması ve yüksek toksik etkili olmaları nedeniyle sudan uzaklaştırılmaları kolay değildir. Bu yüzden EDC'lerin çevreden ve özellikle içme sularından uzaklaştırılması için teknolojik gelişmelere gereksinim vardır (Bin vd. 2007).

Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de damacanada su tüketimi son yıllarda önemli ölçüde artmıştır. Tüketilen su ambalajının % 65'ini BPA içeren polikarbonattan üretilmiş damacaneler oluşturmaktadır (Anonim 2012b). Damacanelerin uygun şekilde kullanımıyla ilgili mevzuatta yapılan değişikliklerle çeşitli hükümler getirilmiştir. Buna göre bu kaplar, kullanım sırasında ve yıkama sonucunda herhangi bir deformasyona uğramayacak nitelikte olmalı, en az 55–70 °C sıcaklıktaki su ve uygun temizlik maddesi ile tam otomatik olarak el değmeden yıkanabilmelidir. Ayrıca kapların, üretim tarihinden itibaren en fazla üç yıl veya 75 kez kullanılabilmesi, kapların kaç defa doldurulduğunun tespit edilmesi için de elektronik takip sisteminin oluşturulması gerektiği hükme bağlanmıştır (Anonim 2013).

2.3 Biberonlarda BPA Migrasyonu

BPA'nın hammadde olarak kullanıldığı polikarbonatların yaygın kullanıldığı alanlardan biri bebek biberonlarıdır. BPA'dan oluşan polikarbonat rutin olarak ısıtılma işlemine tabi tutulduğunda ısıya bağlı bozunma bileşiklerinin ortaya çıktığı belirlenmiştir. Plastik maddelerden migrasyonla gıda maddelerine geçişler olabilmektedir (Fan vd. 2007).

Bebekler özellikle yetişkinlere nazaran daha düşük vücut ağırlığına sahip oldukları için daha fazla BPA'ya maruz kalabilirler ve bu da dikkat edilmesi gereken önemli bir sağlık sorunudur. Bu nedenle biberonlarda BPA'dan üretilen polikarbonat materyalinin kullanılması Avrupa Birliği 2011/8/EU (Anonymous 2011a) direktifi ve 321/2011 (Anonymous 2011b) sayılı AB komisyon regülasyonu ile Avrupa Birliği ülkelerinde yasaklanmıştır. Ülkemizde ise 10 Haziran 2011 tarih ve 27960 (Anonim 2011) sayılı resmi gazetede yapılan değişiklik ile bebekler için kullanılan polikarbonat madde ve malzemelerin üretiminde BPA kullanımı yasaklanmıştır.

Polikarbonat şişeye sıcak su ya da çay konulduğunda BPA konsantrasyonunun arttığı belirtilmektedir. Polikarbonat şişelerin kaynar suda bekletilmesi sonucu BPA düzeyinin 50 µg/L'ye kadar ulaştığı görülmüştür. Biberonlardan bebeklere geçecek BPA düzeyi ile ilgili son dönemlerde yoğun tartışmalar devam etmektedir (Brem ve Grob 2009).

Yapılan çalışmalara göre biberonlarda sıcaklık 80 °C üzerine çıktığında migrasyon hızla artmaktadır. Yapılan bir çalışmada 40 ile 100 °C arasında değişen sıcaklıklarda su biberonlara konulup BPA düzeyleri araştırılmış, yeni ürün biberonlarda 40 °C ve 95 °C de tespit edilen BPA düzeyi sırasıyla 0.03 ile 0.13 µg/L bulunmuştur. 6 ay kullanılmış biberonlarda ise aynı sıcaklıklarda sırasıyla 0.18 ile 18.47 µg/L BPA bulunmuştur. Ayrıca çalışmada biberona 100 defa su eklenip kullanımı ile evde 6 ay kullanım karşılaştırılmış, 6 ay kullanılmış biberonda daha fazla geçiş olduğu gözlenmiştir (Nam vd. 2010).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

3.1.1 Örnekler

Çalışma için Ankara piyasasında satılan 10 farklı markaya ait 3'er adet olmak üzere toplam 30 adet 19 litrelik damacana suyu kullanılmıştır. Çalışmada doğal kaynak ve doğal mineralli sular kullanılmıştır. Her markadan birer adet olmak üzere toplam 10 adet damacana suyu güneş ışığına maruz kalacak ortamda, 10 adet laboratuvar ortamında, 10 adet de karanlık ortamda bekletilmiştir.

Güneş ortamında tutulan su damacaneleri ortalama 630 saat güneş ışığına maruz bırakılmış, damacanelerin tutulduğu süre içindeki ortalama gündüz sıcaklığı 31 °C, diğer ortamlardaki ortalama sıcaklık ise 25 °C olarak belirlenmiştir. Muhafaza işlemleri ve analizler; Sağlık Bakanlığı, Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Başkanlık Makamının 07.06.2012 tarih ve 12218 sayılı onayıyla Türkiye Halk Sağlığı Kurumu, Tüketici Güvenliği Laboratuvarları Daire Başkanlığı'na bağlı laboratuvarlarda gerçekleştirilmiştir.

Çalışmaya başlandığı 10 Haziran 2012 tarihinde her markadan numune alınarak mikrobiyolojik, katyon, anyon, pH, elektriksel iletkenlik ve BPA analizleri yapılmıştır. Sonraki haftalarda alınan numunelerde ise pH, iletkenlik ve BPA analizleri ile devam edilmiştir (Çizelge 3.1). Numunelerde mikrobiyolojik analiz yapılarak 22 °C ve 36 °C 'de Jerm sayısı, toplam koliform bakteri, *Esherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringes* düzeylerine bakılmıştır.

Çizelge 3.1 Damacana sularında yapılan çalışmalar

Zaman	Analiz Parametreleri			
1. Hafta	Mikrobiyoloji, Katyon ve Anyon Analizleri	pH	İletkenlik	BPA
2. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA
3. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA
4. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA
5. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA
6. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA
7. Hafta	-	pH	İletkenlik	BPA

Bebek Biberonları ise Ankara piyasasında satılan 5 farklı markaya ait numunelerden alınarak BPA migrasyonu yönünden analizi yapılmıştır.

Avrupa Birliği 2011/8/EU (Anonymous 2011a) direktifi ve 321/2011 (Anonymous 2011b) sayılı AB komisyon regülasyonu ile 10 Haziran 2011 tarih ve 27960 (Anonim 2011) sayılı resmi gazetede yapılan değişiklik ile bebekler için kullanılan polikarbonat madde ve malzemelerin üretiminde BPA kullanımı yasaklanmıştır. Bu nedenle bebek biberonlarında BPA'ya yönelik olarak piyasadaki temin edilen 5 markaya ait numunelerde migrasyon analizi yapılmıştır.

3.1.2 Reaktifler ve ekipman

Çalışmalarda Nitrik asit (ultrapure %65 Merck, Germany), Metanol (LC-MS, Hypergrade, \geq % 99.9, Merck, Germany), Hidroklorik asit (ultrapure % 65 Merck Darmsadt, Germany), Asetik Asit (Merck, Germany) reaktifleri kullanılmıştır. Bisphenol A analizi için Sıvı kromatografi kütle spektrometresi (LC-MS/MS, Agilent G6460A, USA), Katyon analizleri için ICP-MS (Agilent 7700, USA) cihazı, anyon analizleri için İyon Kromatografi (DIONEX ICS 3000, USA) cihazı kullanılmıştır.

Çalışmalarda ayrıca; Hassas Teraziler (Precisa 262 SMA-FR, Swizerland), pHmetre (WTW Inolab pH 730, Germany), İletkenlik Cihazı (WTW Inolab cond 730, Germany), Etüv (Nüve EN 500, Ankara), Buzdolabı (Arçelik, Türkiye) cihazları kullanılmıştır.

Kullanılan diğler malzemeler; otomatik pipetler (20-200µl, 100-1000 µl Isolab, Wertheim Germany), PTFE Filtre (0.45 µm Chromacol, UK) ve vial (2 ml, Agilent, USA). Örnekle hazırlamada ve seyreltme işlemlerinde 1.sınıf deiyonize su kullanılmıştır.

3.1.3 Standart maddeler

Kullanılan standart maddeler; BPA standardı (2.2-Bis-4-hidroksyphenyl propane, Dr. Ehrenstorfer GmbH, Germany), katyonlar (Alüminyum, Antimon, Arsenik, Baryum, Bor, Kadmiyum, Kalsiyum, Krom, Demir, Kurşun, Magnezyum, Mangan, Civa, Nikel, Potasyum, Selenyum, Silisyum, Sodyum, Çinko) %2 HNO₃ içinde 1000 mg/L VHGLABS (Tetra, USA), Bakır, (Merck, Germany), Amonyum (Merck, Germany), Amonyum-asetat (Merck, Germany), anyonlar (Flor, Klor, Brom, Nitrat, Nitrit, Sülfat) High Purity Standards (Charlestone SC, USA) ve Nitrat (Merck, Germany).

ICP-MS Cihazı için %2 HNO₃ içinde 100 mg/L konsantrasyonunda Tune Solüsyonu (seryum, kobalt, lityum, magnezyum, talyum, itriyum elementlerini içeren, Agilent, USA), Internal Standard (100 ml konsantrasyonunda, bizmut, germanyum, indiyum, lityum, lutesyum, rodyum, skandiyum,terbiyum elementlerini içeren, Agilent,USA), ERM CA 022a (LGC, UK) solüsyonları kullanılmıştır. Kullanılan diğler solüsyonlar; İletkenlik Tamponu (EC-CON-1413 BT, Germany), WTW Technical Buffer pH 4.01, WTW Technical Buffer pH 7.00, WTW Technical Buffer pH 10.0 (WTW, Germany).

3.2. Yöntem

3.2.1 BPA miktarının saptanması

3.2.1.1 BPA standartlarının hazırlanması

Standart için toz haldeki standarttan (2.2-Bis-4-hidroksyphenyl propane, Dr. Ehrenstorfer GmbH, Germany) 50 mg terazide (Precisa 262 SMA-FR, Swizerland) tartılarak 50 ml'lik balona aktarılmış, metanol (Merck, Germany) ile çözülerek 1000

mg/L konsantrasyonunda stok standart çözeltisi hazırlanmıştır (Li vd. 2010). Stok standart çözeltiden 0.1 ml alınarak 100 ml'ye metanol (Merck, Germany) ile tamamlanmış, bu şekilde 1 mg/L ara stok standart çözeltisi hazırlanmıştır. 1 mg/L'lik ara stok çözeltisinden de 10 ml alınarak 100 ml'lik balona aktarılmıştır. Metanol (Merck, Germany) ile tamamlanarak 100 µg/L'lik ara stok çözeltisi hazırlanmıştır.

Çalışma standartları için; 100 µg/L'lik standart çözeltiden sırasıyla 0.125 mL, 0.25 mL, 0.625 mL, 1.25 mL ve 2.50 mL alınarak her biri 25 mL'lik balon jöjelere aktarılmış deiyonize su ile tamamlanarak 0.5, 1, 2.5, 5 ve 10 µg/L'lik çalışma standartları hazırlanmıştır (Çizelge 3.2).

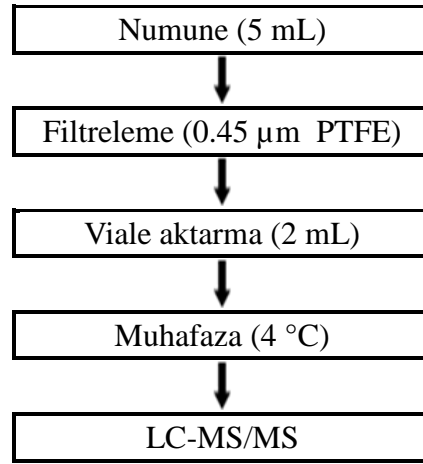
Çizelge 3.2 BPA standart çalışma solüsyonlarının hazırlanması

Stok BPA standart çözeltisi	Alınan çözelti miktarı (mL)	Deiyonize su ile tamamlanan hacim	BPA çalışma standardı (µg/L)
100 µg/L	0.125	25 µg/L	0.5
	0.25	25 µg/L	1.0
	0.625	25 µg/L	2.5
	1.25	25 µg/L	5.0
	2.50	25 µg/L	10

Kahverenkli şişede hazırlanan 1000 mg/L konsantrasyonundaki, stok standart çözeltisi -18 °C'de 6 ay süreyle kullanılmıştır (Li vd. 2010). Diğer çalışma standartları ve mobil faz günlük hazırlanarak kullanılmıştır.

3.2.1.2 Sularda BPA miktarının saptanması

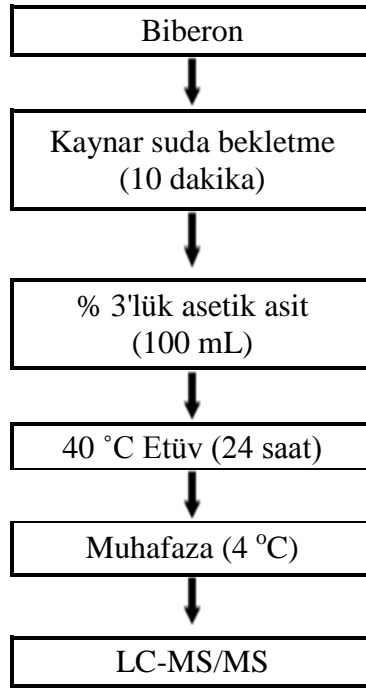
Sularda BPA analizi için; damacana suyu iyice çalkalanarak yaklaşık 5 ml numune enjektörle alınmıştır. Enjektör ucuna 0.45 µm PTFE filtre (Chromacol, UK) takılıp 2 ml'lik vial (2 ml, Agilent, USA) aktarılmış ve cihaza bu şekilde doğrudan verilmiştir (Şekil 3.1). Numune hemen çalışılmadığı durumlarda, +4 °C'de buzdolabında (Arçelik, Türkiye) bekletilmiştir.



Şekil 3.1 Suda BPA analizi için numunenin hazırlanması

3.2.1.3 Biberonlarda BPA miktarının saptanması

Biberonlarda BPA analizi için Li vd. (2010) ve Brede vd. (2003) tarafından uygulanan metottan yararlanılmıştır. Numune hazırlanması için biberon kaynama derecesindeki su içerisinde 10 dakika bekletilmiştir. Daha sonra kaynar sudan alınarak içerisine % 3'lük asetik asit:su çözeltisinden 100 ml konulup 40°C'lik etüve bırakılmıştır. Etüvde 24 saat bekletildikten sonra içerisindeki % 3'lük asetik asit çözeltisinden 10 ml enjektör yardımı ile alınmıştır. Enjektör ucuna 0.45 µ PTFE filtre (Chromacol, UK) takılıp 2 ml'lik vialer (2 ml, Agilent, USA) aktarılmıştır (Şekil 3.2). Numune hemen çalışılmadığı durumlarda, +4 °C'de buzdolabında (Arçelik, Türkiye) bekletilmiştir.



Şekil 3.2 Biberon örneğinin BPA analizi için hazırlanması

Biberonlarda BPA analizi için 3.2.1.1 maddesinde hazırlanan 100 µg/L ara stok çözeltilisinden 0.5, 1, 5, 10, 15 ve 20 µg/L olacak şekilde çalışma standartları hazırlanmıştır.

3.2.1.4 LC-MS/MS cihazı ile BPA analizi

BPA analizinde, LC-MS/MS olarak likit kromatografi (LC 1200, Agilent, USA) ile sıralı haldeki üçlü (triple), dört uçlu (quadrupole) kütle spektrometresi (MS, G6460A Triple quadrupole mass spectrometer, USA) kullanılmıştır.

Brede vd. (2003), Maragou vd. (2006), Sambe vd. (2006) ve Morales vd. (2010) tarafından uygulanan yöntemde bazı değişiklikler gerçekleştirilerek kullanılan LC-MS/MS (LC 1200, Agilent, USA) sisteminde kolon olarak Poroshell 120 SB-C18 3x100 mm 2.7 micron (P.N. 685975–302 SN: USCFC 01344) kolon (Agilent, USA) kullanılmıştır. Kolon fırın sıcaklığı 35° C olarak ayarlanmıştır. Mobil faz olarak tek faz (Metanol: Amonyum asetat çözeltisi, 80:20) kullanılmıştır. Amonyum asetat çözeltisi

4mM olacak şekilde deiyonize su ile hazırlanmıştır. MRM (Multiple Reaction Monitoring) tarama tipi kullanılmış, toplam iyon kromatogramları (TIC) elde edilmiştir. LC-MS/MS cihazına ait görüntü şekil 3.3'te verilmiştir.



Şekil 3.3 LC-MS/MS cihazı

LC-MS/MS sisteminde damacana sularında BPA analizi için, 0.5, 1, 2.5, 5 ve 10 $\mu\text{g/L}$ 'lik standart çözeltiler, biberonlarda BPA analizi için ise 0.5, 1, 5, 10, 15 ve 20 $\mu\text{g/L}$ 'lik standart çözeltiler hazırlanarak sisteme verilmiştir. Çalışmada MRM geçişi moleküler iyon için 227, ürün iyonu için 212 m/z, BPA alıkonma süresi 1.1 dakika, Fragmento 120, collision energy 12, polarity ise negative olarak belirlenmiştir. LC-MS/MS cihazında BPA için tayin limiti (LOQ) 0.5 $\mu\text{g/L}$, tespit limiti (LOD) 0.17 $\mu\text{g/L}$ olarak hesaplanmıştır. LC-MS/MS metot koşulları çizelge 3.3'de, kaynak parametreleri de çizelge 3.4'de verilmiştir.

Çizelge 3.3 LC-MS/MS cihazı çalışma koşulları

Metod Koşulu	Açıklama
Kolon	: Poroshell 120 SB-C18 3x100 mm 2.7 micron
Mobil Faz	: Mobil Faz A: Metanol/Amonyum asetat çözeltisi (80/20) Amonyum asetat çözeltisi 4 mM olarak hazırlanır
Enjeksiyon hacmi	: 0.5 µL
Akış Süresi	: 2 dakika
Kolon Sıcaklığı	: 35° C
Tarama Tipi	: Dinamik Multiple Reaction Monitoring (MRM)
İyonizasyon	: Electrospray Ionization (ESI), pozitif ve negatif iyonizasyon
Delta EMV (electron multiplier voltage)	: 300 V
Kromatogram Tipi	: Toplam İyon Kromatogramı (TIC)
Precursorion	: 227
Production	: 212
Alıkonma süresi	: 1.1 dakika
Fragmato	: 120
Collision Energy	: 12
Polarity	: Negative

Çizelge 3.4 LC-MS/MS cihazı kaynak parametreleri

Metod Koşulu	Açıklama
Kurutma Gaz Sıcaklığı	: 250°C
Kurutma Gaz Akış Hızı	: 10 mL/dakika
Nebulizer Basıncı	: 45 psi
Sheath Gaz Sıcaklığı	: 250 °C
Sheath Gaz Akış Hızı	: 7 mL/dakika
Kapiler Voltaj	: 3500 V
Nozzle Voltaj	: 0 V

3.2.2 pH ve elektriksel iletkenlik değerlerinin ölçümü

3.2.2.1 pH ölçümü

Su örneklerinde pH ölçümü, Türk Standartları Enstitüsü (TSE) tarafından 13.04.1999 tarihinde yayımlanan TS 3263 ISO 10523 sayılı standart (Anonim 1999) yöntem kullanılmıştır. Bu doğrultuda damacana sularından yaklaşık 50 ml örnekler alınarak pHmetre (WTW Inolab pH 730, Germany) cihazında ölçüldü. Ölçümler 25 °C’de yapılmıştır. Cihaz her hafta tampon solüsyonlarla (Technical Buffer pH 4.01, pH 7.00, pH 10.0, WTW, Germany) kalibre edilmiş, ardından numuneler ölçülmüştür. Her numune 3’er kez art arda ölçülerek ortalama alınmıştır.

3.2.2.2 Elektriksel iletkenlik ölçümü

Su örneklerinde elektriksel iletkenlik ölçümü için TS 9748 EN 27888 sayılı standart (Anonim 1996) yöntem kullanılmıştır. Bu doğrultuda damacana sularından yaklaşık 50 ml örnek alınarak kondaktivimetre (WTW Inolab cond 730, Germany) cihazında ölçülmüştür. Ölçümler 25 °C’de yapılmıştır. Cihaz her hafta iletkenlik tamponu (EC-CON-1413 BT, Germany) ile kalibre edildikten sonra numuneler ölçülmüştür. Her numune 3’er kez art arda ölçülerek ortalama alınmıştır.

3.2.3 Damacana sularında katyon analizi

3.2.3.1 Katyon analizi için standartların hazırlanması

Sularda ağır metal ve mineral analizleri ICP-MS cihazı ile EPA 200.8 yöntemi (Anonymous 1994) kullanılarak yapılmıştır. Sulardaki mineraller mg/L düzeyinde iken ağır metaller µg/L düzeyinde bulunabilmekte, dolayısıyla elementler, suda bulunabilecek seviyeye göre 3 ayrı kategoride değerlendirilerek standartlar hazırlanmıştır.

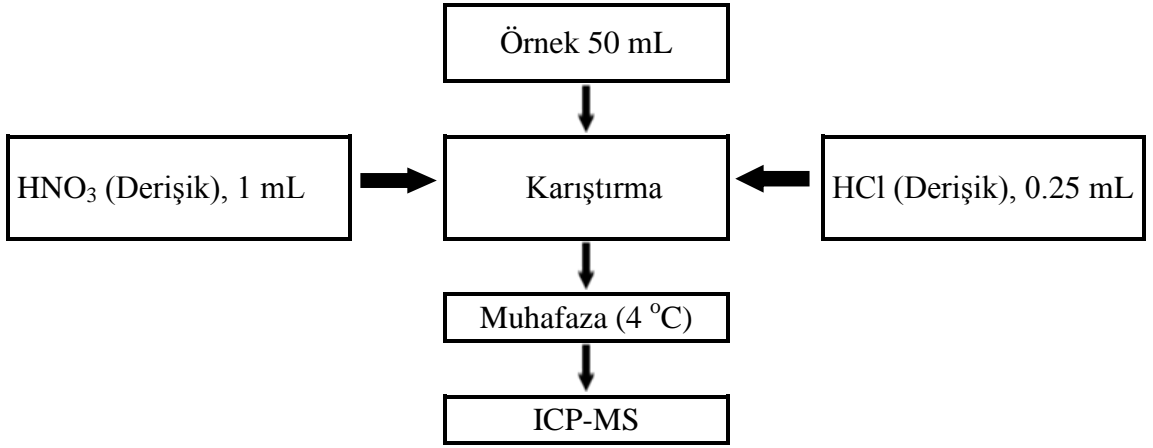
A grubu kapsamında alüminyum (Al), demir (Fe), mangan (Mn), krom (Cr), bakır (Cu), baryum (Ba), çinko (Zn) elementleri ele alınmıştır. Bu elementlerin standartları için 1000 mg/L'lik standartlardan 0.5 ml alınıp 100 ml'lik balona aktarılmıştır. Standart çözelti (% 2 HNO₃ ve % 0.5 HCl içeren çözelti) ile tamamlanarak 5 mg/L'lik stok standart çözeltisi hazırlanmıştır. Bu stok çözeltilerden 0.1, 0.2 ml, 1 ml, 2 ml ve 4 ml alınarak 100 ml'lik balonlara aktarılmış, standart çözelti ile tamamlanmıştır. Bu şekilde 5, 10, 50, 100 ve 200 µg/L'lik standart çözeltiler hazırlanmıştır.

B grubu kapsamında bor (B), sodyum (Na), magnezyum (Mg), potasyum (K), kalsiyum (Ca), silisyum (Si) elementleri ele alınmıştır. Bu elementlerin standartları için 1000 mg/L'lik standartlardan 5 ml alınıp 100 ml'lik balona aktarılmıştır. Standart çözelti (% 2 HNO₃ ve % 0.5 HCl içeren çözelti) ile tamamlanarak 50 mg/L'lik stok standart çözeltisi hazırlanmıştır. Bu stok çözeltilerden 0.2 ml, 1 ml, 2 ml, 10 ml ve 20 ml alınarak 100 ml'lik balonlara aktarılmış, standart çözelti ile tamamlanmıştır. Bu şekilde 0.1, 0.5, 1, 5 ve 10 mg/L'lik standart çözeltiler hazırlanmıştır.

C grubu kapsamında nikel (Ni), arsenik (As), kadmiyum (Cd), selenyum (Se), antimon (Sb), civa (Hg), kurşun (Pb) elementleri ele alınmıştır. Bu elementlerin standartları için 1000 mg/L'lik hazır standartlardan 0.1 ml alınıp 100 ml'lik balona aktarılmıştır. Standart çözelti (% 2 HNO₃ ve % 0.5 HCl içeren çözelti) ile tamamlanarak 1 mg/L'lik stok standart çözeltisi hazırlanmıştır. Bu stok çözeltilerden 10 ml alınarak 100 ml'lik balona aktarılmış, standart çözelti ile tamamlanarak 100 µg/L'lik ara stok standart çözeltisi hazırlanmıştır. Bu ara stok çözeltilerden 0.1, 0.5 ml, 1 ml, 5 ml ve 10 ml alınarak 100 ml'lik balonlara aktarılmış, standart çözelti ile tamamlanmıştır. Bu şekilde 0.1, 0.5, 1, 5 ve 10 µg/L'lik standart çözeltiler hazırlanmıştır.

3.2.3.2 Numunelerin hazırlanması

Damacanalar iyice çalkalandıktan sonra 50 ml su numunesi tüpe alınmıştır. Üzerine pH<2 olacak şekilde 1 ml derişik HNO₃, 0.25 ml derişik HCl eklenmiştir. Numune hemen çalışılmadığı durumlarda +4 °C'de saklanmıştır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4 Katyon analizi için su örneklerinin hazırlanması

3.2.3.3 ICP-MS cihazı ile katyon analizi

ICP-MS cihazı otosampler (ASX-500 Series), Plazma, Ion Lensler, Collision/Reaksiyon ünitesi, Quadropole, dedektör kısımlarından oluşmaktadır. Yazılım olarak ICP-MS Instruments MassHunter kullanılmaktadır. Cihaz ayarı için tune solusyonu (Ce, Co, Li, Mg, TI, Y elementlerini içeren, Agilent, USA) kullanılmıştır. Numunelerde çalışılacak elementlere göre A, B ve C grubu standartları okutulmuştur. Analiz sırasında internal standart (100 ml konsantrasyonunda, bizmut, germanyum, indiyum, lityum, lutesyum, rodyum, skandiyum,terbiyum elementlerini içeren, Agilent,USA) okutularak cihazdan ve metottan kaynaklı olumsuzluklar minimize edilmiştir. ICP-MS cihazıyla ilgili görüntü şekil 3.5'te verilmiştir.



Şekil 3.5 ICP-MS cihazı

Çalışmada oto kontrol amacıyla numunelerin analizine geçmeden önce sertifikalı referans madde ERM (CA 022a LGC, UK) okutulup oto kontrol sağlandı. ICP-MS cihaz koşulları çizelge 3.5’te verilmiştir. Katyon analizleri için LOD ve LOQ değerleri çizelge 3.6’da verilmiştir.

Çizelge 3.5. ICP-MS cihazı çalışma koşulları

Metod Koşulu	Açıklama
Argon gazı	: 5-7 bar
He	: 0.9-1.3 bar
Su sıcaklığı	: 15-45 °C
Giriş sıcaklığı	: 15-35 °C
Çıkış sıcaklığı	: 45-55 °C
Aktarım Gücü	: 700-1600 W
Yansıma Gücü	: <20 W
Plazma frekansı	: 26-28 MHz
Taşıyıcı gaz basıncı	: 2-5 bar
Ar tank basıncı	: 5-7 bar
Taşıyıcı gaz seviyesi	: 0.8-1.3 L/dk
Dilüsyon gazı	: 0-1.0 L/dk
Plazma gazı	: 15 L/dk
Yardımcı gaz	: 0-1 L/dk
Yazılım	: ICP-MS Instrument MassHunter

Cihaza ait su soğutucu olarak (G3292A Recirculating Chiller, USA) numaralı Agilent teknolojisi ürünü kullanılmıştır.

Çizelge 3.6 Katyon analizleri için LOD ve LOQ değerleri

Element	Birim	Tayin Limiti (LOQ)	Tespit Limiti (LOD)
Alüminyum	µg/L	0.45	0.15
Antimon	µg/L	0.3	0.1
Arsenik	µg/L	0.3	0.1
Baryum	µg/L	0.9	0.3
Bor	mg/L	0.02	0.007
Kadmiyum	µg/L	0.25	0.08
Kalsiyum	mg/L	0.6	0.2
Krom	µg/L	1.0	0.33
Bakır	µg/L	1.0	0.33
Demir	µg/L	0.6	0.2
Kurşun	µg/L	0.45	0.15
Magnezyum	mg/L	0.9	0.3
Mangan	µg/L	0.5	0.17
Cıva	µg/L	0.4	0.13
Nikel	µg/L	0.4	0.13
Potasyum	mg/L	0.9	0.3
Selenyum	µg/L	0.3	0.1
Silisyum	mg/L	0.04	0.013
Sodyum	mg/L	0.9	0.3
Çinko	µg/L	1.4	0.47

3.2.4 İyon kromatografisi cihazı (ICS 3000) ile anyon analizleri

3.2.4.1 Standart çözeltilerin hazırlanması

Standart çözeltiler mix standart çözeltiden hazırlanmıştır. Mix standart çözeltiden, standart 5, 4, 3, 2 ve 1 mg/L olarak hazırlanmıştır.

Standart 5 → Mix standart çözeltiden 25 ml alınıp deiyonize su ile 50 mL'ye tamamlanmıştır.

Standart 4 → Standart 5'ten 25 mL alınıp deiyonize su ile 50 mL'ye tamamlanmıştır.

Standart 3 → Standart 4'ten 10 mL alınıp deiyonize su ile 50 mL'ye tamamlanmıştır.

Standart 2 → Standart 3'den 10 mL alınıp deiyonize su ile 50 mL'ye tamamlanmıştır.

Standart 1 → Standart 2'den 10 mL alınıp deiyonize su ile 50 mL'ye tamamlanmıştır.

3.2.4.2 Damacana sularında anyon analizi

ICS 3000 sistemi; Pompa Ünitesi, Eluent jeneratör, Dedektör, Autosampler ve Bilgisayar Sistemi (yazılım:camerolon) ünitelerinden oluşan bir sistemdir. ICS-3000 İyon kromatografi cihazında anyon analizi için TS EN ISO 10304-1 (Anonymous 2010) standardından uyarlanan metot kullanılmıştır. Çalışma için koşullar; akış hızı 1 mL/dak, en düşük basınç 200 psi, en yüksek basınç 3000 psi, oto sampler enjeksiyon hacmi 200-600 µL olarak ayarlanmıştır. İyon kromatografi cihaz koşulları çizelge 3.7’de, ICS 3000 cihazıyla ilgili görüntü şekil 3.6’da verilmiştir.

Çizelge 3.7 ICS 3000 cihazı çalışma koşulları

Metod Koşulu	Açıklama
Flow	: 1 mL/dak
Min. Pressure	: 200 psi
Max. Pressure	: 3000 psi
Suppressor 1 type	: ASRS-4 mm (Anyon)
Kolon	: As 19 HC (Anyonlarının ayrımını sağlayan kolon)
Önkolon	: AG 19HC (Anyon ön kolonu)
Current	: 112 mA
Eluent jeneratörü	: EG 50 KOH
Column temperature	: 30 °C
Cell heater temperature	: 35 °C
Total signal	: < 1 µS
Autosampler injection volume	: 200, 400, 600 µL
Autosampler Temperature:	: 20 °C
Yazılım	: Chromelon

Numune analize kadar 2°C - 8°C’de tutulmuştur. Daha sonra membran filtreden (göz açıklığı 0.45 µm) süzildükten sonra üzerinde boşluk kalacak şekilde vial’e alınmıştır.



Şekil 3.6 ICS 3000 (İyon Kromatografi) cihazı

Hazırlanan standart çözeltiler vial'e konularak otosampler'a yerleştirilmiş, analiz başlatılmıştır. Numuneler integrasyonu yapılan standartlara göre aynı şekilde okutulmuştur.

Anyonlar, standart çözeltilerinin alıkonma zamanlarının karşılaştırılmasıyla teşhis edilir. Alıkonma zamanları derişime ve matrikse bağlıdır. Pik alanı (yükseklik), anyonun derişimi ile orantılıdır. Anyonlara ait LOD ve LOQ değerleri çizelge 3.8'de verilmiştir.

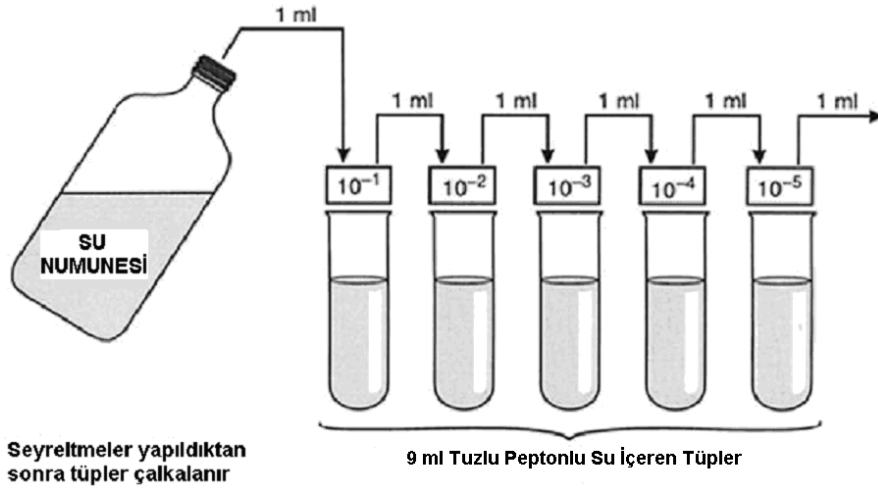
Çizelge 3.8 Anyonlara ait LOD ve LOQ değerleri (mg/L)

Anyon	Florür	Klorür	Bromür	Nitrat	Nitrit	Sülfat
LOQ	0.04	0.17	0.004	0.13	0.05	0.13
LOD	0.01	0.06	0.001	0.04	0.02	0.04

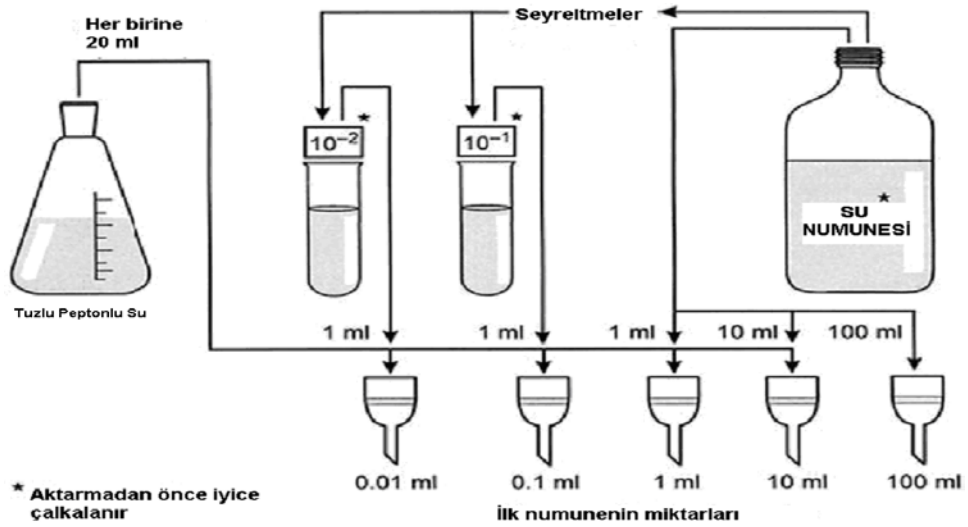
LOQ: Tayin Limiti LOD: Tespit Limiti

3.2.5 Mikrobiyolojik çalışmalar

Sularda mikrobiyolojik çalışmada seyreltme serisi ve membran filtrasyon işlemleri şekil 3.7 - 3.8'de verilmiştir.



Şekil 3.7 Seyreltme serisi hazırlanması



Şekil 3.8 Su numunelerinden membran filtrasyonun gerçekleştirilmesi

3.2.5.1 Toplam koliform ve *E. coli* sayımı

Koliform Bakteri: 36°C’de laktozlu seçici besiyerinde 48 saat içerisinde laktozu fermente ederek asit oluşturan Gram (-), oksidaz (-) Enterobacteriaceae ailesine ait bakterilerdir. *E. coli*, 44.5°C’de 24 saat içerisinde triptofandan indol üreten toplam koliform bakterilerdir. TS EN ISO 9308-1 (Anonim 2004) metodundan uyarlanarak çalışma yapılmıştır. Su numunesinin 250 mL’si filtreden geçirilerek membran filtre seçici TTC- laktoz Tergitol agar besiyerine konulmuştur. 36 °C ve gerektiğinde 44 °C sıcaklıkta (21 ± 3) saat ve (44 ± 4) saat inkübe edilmiştir. Membranın altında sarı renk oluşturan tüm koloniler şüpheli koloni olarak sayılmıştır. Doğrulama basamaklarından sonra Toplam Koliform ve *E.coli* olarak doğrulanmış şüpheli koloniler sayılmıştır.

3.2.5.2 Toplam koloni (jerm) sayımı

TS EN ISO 6222 (Anonim 2002) metodu kullanılarak çalışma yapılmıştır. Sulandırılmamış bir numune veya bu numunenin çeşitli seyreltmelerinin bir mL’si, 90 mm çaplı boş petri kabına konulmuş, seçici olmayan agarlı besiyeri (maya ekstraktlı agar) ile karıştırılarak soğumaya bırakılmıştır. Her bir sıcaklık için ikişer petri kullanılmıştır. Ekimi yapılan petri (68 ± 4) saat boyunca (22 ± 2)°C sıcaklıkta veya (44 ± 4) saat boyunca (36 ± 2) °C sıcaklıkta inkübe edilmiştir. Numunenin bir mililitresi (mL) başına besi yeri ortamında oluşan koloniler sayılmıştır.

3.2.5.3 *C. perfringens*

Bu çalışma, 98/83/EC Direktifi (Anonymous 1998) doğrultusunda yapılmıştır. Su numunesinin 100 mL’si filtreden geçirilerek membran filtre seçici (m-CP agar besiyeri) besiyerine konulmuştur. 44 °C sıcaklıkta (21 ± 3) saat inkübe edilmiştir. Opak sarı koloniler şüpheli koloni olarak okunup ve sayılmıştır. Amonyak buharına maruz bırakılan kolonilerden kırmızı-pembeye dönenler *C.perfringens* olarak sayılmıştır.

3.2.5.4 *P.a eruginosa*

Çalışma için TS EN ISO 16266 (Anonim 2009) metodu kullanılmıştır. Su numunesinin 250 mL'si veya hazırlanan seyreltmeler membran filtreden geirilmifitir. Membran filtre seçici besiyerine (CN agar) konulup (44 ± 4) saat boyunca $(36 \pm 2)^\circ\text{C}$ sıcaklıkta inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonunda tanımlanan tipik koloniler sayılmış ve doğrulmaya alınmıştır. Oksidaz, floresan oluşturma ve amonyak üretimi için gerekli testler uygulanarak doğrulan tipik koloniler sayılmıştır.

3.2.6 İstatistik analiz

Sonuç verileri Tukey's test (SPSS 15.0, SPSS Inc., Chicago, IL, USA) ile analiz edilmiştir. Kantitatif değerler ortalama olarak verilmiş, $P>0.01$ anlamlı değer olarak kabul edilmiştir. Sonuçlar ortalama \pm standart sapma olarak gösterilmiştir.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1 Genel Değerlendirme

Çalışma için Ankara piyasasında satılan 10 farklı markaya ait doğal kaynak ve doğal mineralli sulardan oluşan 19 litrelik damacaneler kullanılmıştır. Her markadan 3'er adet olmak üzere toplam 30 adet damacana kullanılmıştır. Her markadan birer adet olmak üzere toplam 10 adet damacana güneş ışığına maruz kalacak ortamda, 10 adet damacana laboratuvar ortamında, 10 adet damacana ise karanlık ortamda tutulmuştur. Bu şekilde aynı marka damacana sularında güneş ortamı, laboratuvar ortamı ve ışık görmeyecek şekilde karanlık ortamda bekletilmenin sudaki BPA düzeyine etkisi araştırılmıştır. Damacana suları katyon, anyon, pH, elektriksel iletkenlik yönünden analiz edilerek suların kimyasal özelliklerinin BPA düzeyine etkisi araştırılmıştır. Anyon ve katyon analizleri laboratuvar ortamında tutulan su damacanelerinde yapılmış, bu şekilde her markaya ait suların kimyasal özellikleri ortaya konulmuştur. Elektriksel iletkenlik ve pH her hafta ölçülerek özellikle sularda asidite ve alkalilik durumunun BPA ile ilişkisi araştırılmıştır.

Güneş ortamında ve laboratuvar ortamına bırakılan damacaneler ilk açıldığında örnekler alınarak mikrobiyolojik yönden analiz edilmiştir. Bu şekilde mikrobiyolojik özelliklerin BPA düzeyine etkisi araştırılmıştır.

Güneş ortamında tutulan su damacaneleri ortalama 630 saat güneş ışıklarına maruz bırakılmış, gündüz ortalama sıcaklık 31 °C olarak belirlenmiştir. Diğer ortamlardaki sıcaklık ise ortalama 25 °C olarak belirlenmiştir. Damacanelerden her hafta numune alınarak 7 hafta boyunca analiz yapılmış, damacana markaları A, B, C, D, E, F, G, H, I ve K ile kodlanmışlardır. 10 Haziran 2011 tarihi itibarıyla bebek biberonlarında BPA kullanımının yasaklanması üzerine piyasada sık rastlanan 5 markaya ait örnekler alınarak migrasyon analizi yapılmıştır. Tüm analizler 3 kez tekrar edilmiş, elde edilen sonuçların aritmetik ortalaması alınmıştır.

Çalışmalarda BPA analizi için Sıvı kromatografi kütle spektrometresi (LC-MS/MS, Agilent G6460A, USA), Katyon analizleri için ICP-MS (Agilent 7700, USA) cihazı, anyon analizleri için İyon Kromatografisi (DIONEX ICS 3000, USA), pH ölçümü için pHmetre (WTW Inolab pH 730, Germany), Elektriksel İletkenlik ölçümü için İletkenlik Cihazı (WTW Inolab cond 730, Germany), Etüv (Nüve EN 500, Ankara) ve Buzdolabı (Arçelik, Türkiye) cihazları kullanılmıştır.

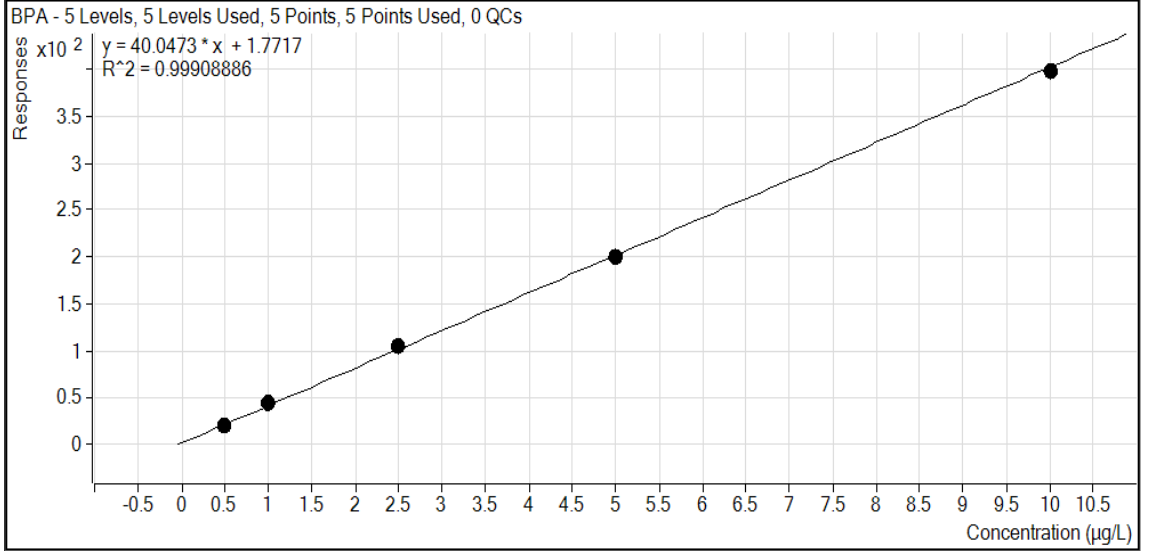
4.2 Farklı Ortamlarda Bekletilen Damacana Suyu Numunelerinde Yapılan Çalışmalar

Damacanalar farklı ortamlarda bekletilerek BPA düzeyleri karşılaştırılmıştır. Sulara damacandan geçen BPA miktarının güneş ortamı, oda sıcaklığı ve karanlık ortamdan ne ölçüde etkilendiği ortaya konmuştur. Çalışmada damacananın üretim tarihi, damacana markası, suyun dolun tarihi, suyun fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri araştırılmıştır. Analizler için, 2008 (4 adet), 2009 (4 adet), 2010 (10 adet), 2011 (9 adet) ve 2012 (3 adet) yıllarına ait damacanalardan kullanılmıştır. Farklı ortamlarda bekletilen damacanalardan üretim tarihi ve dolun tarihi ile ilgili bilgiler çizelge 4.1’de, BPA analizi ile ilgili standart kalibrasyon eğrileri şekil 4.1-4.3’de verilmiştir.

Çizelge 4.1 Damacanalarn üretim ve dolun tarihleri

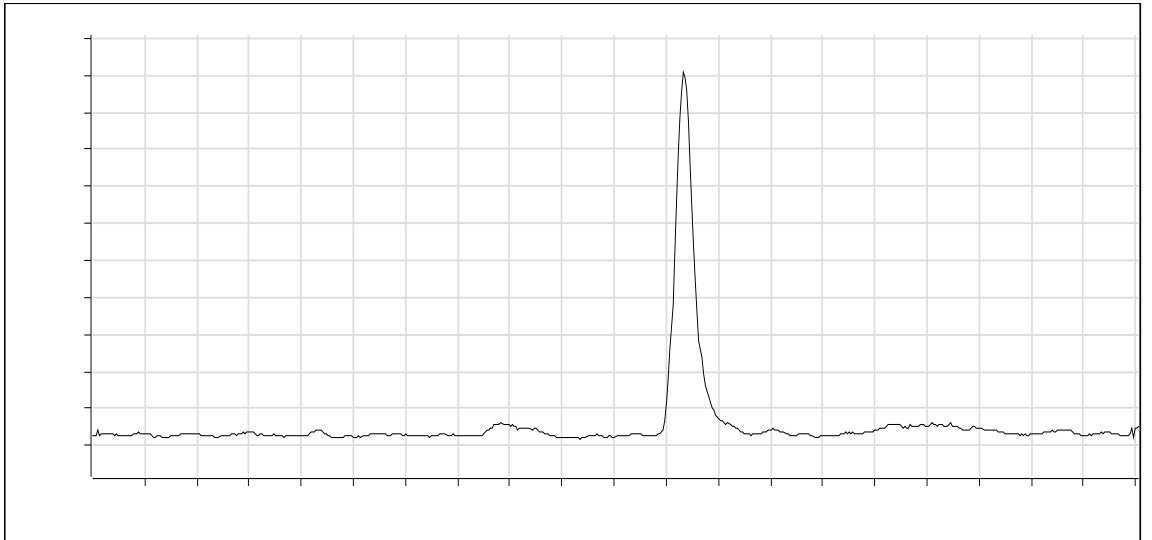
Numune Kodu	Ortam Koşulu	Damacana Üretim Tarihi	Dolum Tarihi
A	G	Aralık 2011	05.06.2012
	L	Kasım 2010	05.06.2012
	K	Şubat 2011	05.06.2012
B	G	Kasım 2011	06.06.2012
	L	Aralık 2011	26.05.2012
	K	Ağustos 2011	03.06.2012
C	G	Aralık 2010	29.05.2012
	L	Şubat 2010	07.06.2012
	K	Nisan 2011	05.06.2012
D	G	Temmuz 2008	05.06.2012
	L	Kasım 2008	05.06.2012
	K	Ağustos 2010	05.06.2012
E	G	Mayıs 2008	09.06.2012
	L	Kasım 2010	05.06.2012
	K	Ocak 2012	06.06.2012
F	G	Temmuz 2008	06.06.2012
	L	Ekim 2011	04.06.2012
	K	Haziran 2010	08.06.2012
G	G	Mayıs 2010	06.06.2012
	L	Ağustos 2009	23.05.2012
	K	Haziran 2011	28.05.2012
H	G	Ekim 2011	05.06.2012
	L	Eylül 2009	04.06.2012
	K	Ocak 2012	04.06.2012
I	G	Mart 2012	08.06.2012
	L	Kasım 2010	05.06.2012
	K	Eylül 2010	08.06.2012
K	G	Aralık 2009	09.06.2012
	L	Haziran 2010	03.06.2012
	K	Eylül 2009	05.06.2012

G: Güneş ortamı **L:**Laboratuvar ortamı **K:**Karanlık ortam

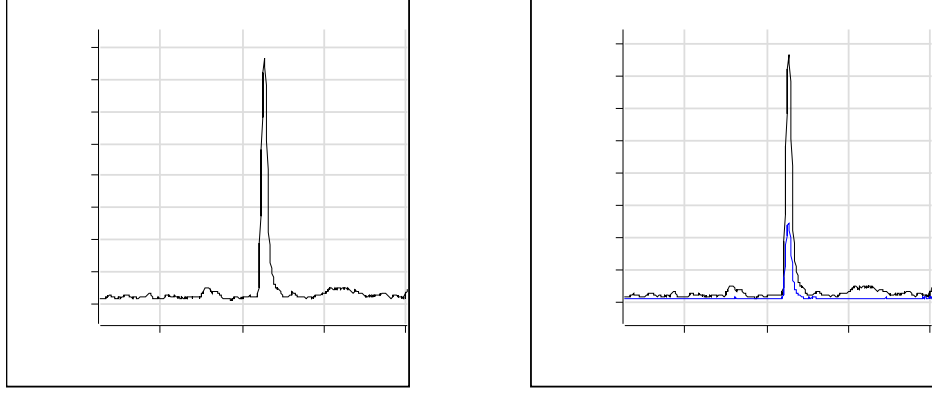


Şekil 4.1 BPA kalibrasyonuna ait kromatogram

Çalışmada 10 µg/L standardına ait kromatogram şekil 4.2’de, 10 µg/L standarda ait iyon kromatogramları şekil 4.3’de verilmiştir.



Şekil 4.2 10 µg/L BPA standardına ait kromatogram



Şekil 4.3 10 µg/L BPA standart iyonlarına ait kromatogramlar

4.2.1 Damacana sularında yapılan mikrobiyolojik çalışmalar

Güneş ortamında ve laboratuvar ortamında tutulan damacanalarda öncelikle mikrobiyolojik analize alınmış, analiz sonuçlarına ait bilgiler çizelge 4.2’de verilmiştir. Numunelerde Toplam koliform, *E. coli*, *P. aeruginosa* ve *C. perfringes* yönünden üreme olmadığı gözlenmiştir. Çalışmada 22 °C ve 36 °C jerm sayısında üreme tespit edilen numuneler TS EN ISO 6222 (Anonim 2002) standardındaki yöntem gereği >300 şeklinde raporlandırılmıştır.

22 °C’de Jerm Sayısı; laboratuvar ortamında B, C, D, E ve H kodlu numunelerde >300/mL, F kodlu numunede 156/mL olarak tespit edilirken, güneş ortamında B, C, D, E, F kodlu numunelerde >300/mL, H kodlu numunede 84/mL olarak bulunmuştur.

36 °C’de Jerm Sayısı; laboratuvar ortamında A, B, C, D, F, H kodlu numunelerde >300/mL, E kodlu numunede 92/mL olarak bulunurken, güneş ortamında C, D, E, F kodlu numunelerde >300/mL, B kodlu numunede 4/mL, H kodlu numunede ise 75/mL olarak bulunmuştur.

Çizelge 4.2 Damacana sularında mikrobiyolojik analiz sonuçları

N K	Ortam Koşulu	22 °C Jerm / mL	36 °C Jerm / mL	T. Koliform kob/250 mL	<i>E. Coli</i> kob/250 mL	PA kob/250 mL	CP kob/100 mL
A	L	0	>300	0	0	0	0
	G	0	0	0	0	0	0
B	L	>300	>300	0	0	0	0
	G	>300	4	0	0	0	0
C	L	>300	>300	0	0	0	0
	G	>300	>300	0	0	0	0
D	L	>300	>300	0	0	0	0
	G	>300	>300	0	0	0	0
E	L	156	92	0	0	0	0
	G	>300	>300	0	0	0	0
F	L	>300	>300	0	0	0	0
	G	>300	>300	0	0	0	0
G	L	0	0	0	0	0	0
	G	0	0	0	0	0	0
H	L	>300	>300	0	0	0	0
	G	84	75	0	0	0	0
I	L	0	0	0	0	0	0
	G	0	0	0	0	0	0
K	L	0	0	0	0	0	0
	G	0	0	0	0	0	0

NK: Numune kodu. **L:** Laboratuvar ortamı **G:** Güneş ortamı **PA:** *P.aeruginosa* **CP:** *C. perfringes*
kob: koloni oluşturan birim

4.2.2 Damacana suyu numunelerinde pH değerlerinin değişimi

Damacanalardan birer adet güneş ortamında, laboratuvar ortamında ve karanlık ortamda tutulmuş, 7 hafta boyunca örnekler alınarak pH değerleri ölçülmüştür. Analizler 3 tekrarlı yapıp ortalamalar alınmış ve standart sapmalar hesaplanmıştır. Her markaya ait haftalık pH değeri ortalamaları, standart sapmaları ve istatistiksel veriler çizelge 4.3’de verilmiştir. A kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.44- 7.76, B kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.65-8.27, C kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.62-7.91, D kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.83-8.19, E kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 9.14-9.28, F kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 6.77-

7.06, G kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 6.65-6.97, H kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.74-8.07, I kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 7.79-8.08, K kodlu numuneye ait ortalama pH değerleri 6.86-7.49 aralıklarında tespit edilmiştir.

pH değerleri (Çizelge 4.3) incelendiğinde güneşte bekletilen B, C ve D numunelerinde 4. haftadan itibaren bir miktar artış gözlenmiş, bu artış istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($P>0.01$).

Çizelge 4.3 Farklı markalara ait damacana sularının pH değerleri

Örnek	Ortam Koşulu	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta
		Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD
A	G ^B	7.56 ± 0.01	7.35 ± 0.00	7.82 ± 0.00	7.53 ± 0.00	7.53 ± 0.00	7.88 ± 0.00	7.86 ± 0.00
	L ^A	7.56 ± 0.01	7.59 ± 0.01	7.34 ± 0.01	7.42 ± 0.01	7.67 ± 0.01	7.93 ± 0.01	7.86 ± 0.01
	K ^B	7.51 ± 0.01	7.49 ± 0.00	7.45 ± 0.00	7.38 ± 0.01	7.38 ± 0.00	7.48 ± 0.00	7.46 ± 0.00
	Ort	7.54 ^{c,1} ± 0.00	7.48 ^{b,1} ± 0.00	7.54 ^{bcd,1} ± 0.00	7.44 ^{bc,1} ± 0.00	7.53 ^{bcd,1} ± 0.00	7.76 ^{b,2} ± 0.00	7.73 ^{cd,2} ± 0.00
B	G ^B	7.61 ± 0.01	7.69 ± 0.00	7.98 ± 0.01	8.89 ± 0.00	9.41 ± 0.00	9.23 ± 0.00	9.17 ± 0.00
	L ^A	7.75 ± 0.01	7.64 ± 0.01	7.85 ± 0.00	7.55 ± 0.01	7.78 ± 0.01	7.89 ± 0.00	7.86 ± 0.01
	K ^A	7.65 ± 0.00	7.72 ± 0.01	7.66 ± 0.01	7.65 ± 0.00	7.58 ± 0.00	7.68 ± 0.01	7.71 ± 0.00
	Ort	7.67 ^{c,1} ± 0.00	7.68 ^{bc,1} ± 0.00	7.83 ^{cde,12} ± 0.00	8.03 ^{d,12} ± 0.00	8.26 ^{e,2} ± 0.00	8.27 ^{c,2} ± 0.00	8.25 ^{d,2} ± 0.00
C	G ^B	7.65 ± 0.01	7.70 ± 0.00	7.94 ± 0.00	7.89 ± 0.01	8.42 ± 0.01	8.27 ± 0.00	8.18 ± 0.01
	L ^A	7.65 ± 0.00	7.57 ± 0.05	7.59 ± 0.01	7.48 ± 0.00	7.72 ± 0.00	7.81 ± 0.01	7.81 ± 0.00
	K ^A	7.55 ± 0.01	7.58 ± 0.00	7.64 ± 0.00	7.56 ± 0.01	7.56 ± 0.00	7.65 ± 0.00	7.72 ± 0.00
	Ort	7.62 ^{c,1} ± 0.01	7.62 ^{bc,1} ± 0.02	7.72 ^{cde,12} ± 0.00	7.64 ^{cd,1} ± 0.00	7.90 ^{de,2} ± 0.00	7.91 ^{bc,2} ± 0.00	7.90 ^{d,2} ± 0.00
D	G ^B	7.96 ± 0.01	8.05 ± 0.00	8.24 ± 0.01	8.58 ± 0.00	9.15 ± 0.00	8.83 ± 0.00	8.95 ± 0.00
	L ^A	7.85 ± 0.01	7.83 ± 0.00	7.91 ± 0.01	7.72 ± 0.01	7.94 ± 0.01	7.94 ± 0.01	7.94 ± 0.00
	K ^A	7.68 ± 0.00	7.74 ± 0.01	7.82 ± 0.00	7.76 ± 0.00	7.76 ± 0.00	7.76 ± 0.01	7.68 ± 0.00
	Ort	7.83 ^{cd,1} ± 0.00	7.87 ^{c,1} ± 0.00	7.99 ^{e,12} ± 0.00	8.02 ^{d,12} ± 0.00	8.28 ^{e,2} ± 0.00	8.17 ^{bc,12} ± 0.00	8.19 ^{d,12} ± 0.00
E	G ^C	9.28 ± 0.00	9.13 ± 0.00	9.35 ± 0.00	9.22 ± 0.00	9.38 ± 0.00	9.29 ± 0.00	9.33 ± 0.00
	L ^A	9.28 ± 0.00	9.17 ± 0.01	9.26 ± 0.01	9.22 ± 0.01	9.22 ± 0.00	9.22 ± 0.01	9.25 ± 0.01
	K ^B	9.28 ± 0.01	9.11 ± 0.01	9.17 ± 0.00	9.01 ± 0.00	8.89 ± 0.00	9.07 ± 0.01	9.05 ± 0.01
	Ort	9.28 ^{e,3} ± 0.00	9.14 ^{d,1} ± 0.00	9.26 ^{t,23} ± 0.00	9.15 ^{e,1} ± 0.00	9.16 ^{t,12} ± 0.00	9.19 ^{d,123} ± 0.00	9.21 ^{e,123} ± 0.00

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer ± SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama pH değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen pH düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.3 Farklı markalara ait damacana sularının pH değerleri (devam)

Örnek	Ortam Koşulu	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta
		Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD	Ortalama ± SD
F	G ^C	8.12 ± 0.00	8.13 ± 0.00	8.54 ± 0.00	8.53 ± 0.00	8.71 ± 0.01	8.52 ± 0.00	8.87 ± 0.00
	L ^A	6.57 ± 0.01	6.41 ± 0.02	6.38 ± 0.01	6.20 ± 0.01	6.38 ± 0.01	6.29 ± 0.01	6.32 ± 0.00
	K ^B	6.22 ± 0.00	5.77 ± 0.01	5.82 ± 0.00	5.60 ± 0.00	5.65 ± 0.00	5.77 ± 0.00	5.99 ± 0.00
	Ort	6.97 ^{b,1} ± 0.00	6.77 ^{a,1} ± 0.00	6.91 ^{ab,1} ± 0.00	6.78 ^{ab,1} ± 0.00	6.91 ^{ab,1} ± 0.00	6.86 ^{a,1} ± 0.00	7.06 ^{bc,1} ± 0.00
G	G ^B	6.55 ± 0.00	6.64 ± 0.00	7.04 ± 0.00	7.29 ± 0.01	7.11 ± 0.00	6.86 ± 0.01	6.87 ± 0.01
	L ^B	6.87 ± 0.01	6.75 ± 0.01	6.75 ± 0.01	6.33 ± 0.00	6.42 ± 0.00	6.35 ± 0.00	6.43 ± 0.00
	K ^A	6.80 ± 0.00	6.78 ± 0.01	7.12 ± 0.00	6.42 ± 0.00	6.91 ± 0.00	6.75 ± 0.00	6.75 ± 0.00
	Ort	6.74 ^{a,12} ± 0.00	6.72 ^{a,12} ± 0.00	6.97 ^{a,2} ± 0.00	6.68 ^{a,12} ± 0.00	6.81 ^{a,12} ± 0.00	6.65 ^{a,1} ± 0.00	6.68 ^{a,1} ± 0.00
H	G ^{AB}	8.03 ± 0.00	7.94 ± 0.00	8.07 ± 0.00	7.80 ± 0.01	7.79 ± 0.00	8.01 ± 0.01	7.81 ± 0.00
	L ^B	7.99 ± 0.01	7.91 ± 0.00	7.78 ± 0.01	7.66 ± 0.00	7.79 ± 0.01	8.08 ± 0.00	8.03 ± 0.01
	K ^A	8.03 ± 0.01	7.96 ± 0.00	7.95 ± 0.00	7.77 ± 0.00	7.97 ± 0.00	8.13 ± 0.01	8.11 ± 0.00
	Ort	8.01 ^{d,34} ± 0.00	7.94 ^{c,3} ± 0.00	7.93 ^{cde,3} ± 0.00	7.74 ^{cd,1} ± 0.00	7.85 ^{cde,2} ± 0.00	8.07 ^{bc,4} ± 0.00	7.98 ^{d,3} ± 0.00
I	G ^A	7.92 ± 0.01	7.87 ± 0.03	8.10 ± 0.00	7.83 ± 0.00	7.80 ± 0.00	8.14 ± 0.00	7.99 ± 0.00
	L ^A	8.03 ± 0.00	8.06 ± 0.00	7.89 ± 0.01	7.88 ± 0.01	7.94 ± 0.00	8.02 ± 0.00	8.04 ± 0.00
	K ^A	7.98 ± 0.01	7.85 ± 0.00	7.94 ± 0.00	7.67 ± 0.00	7.82 ± 0.01	8.09 ± 0.01	8.08 ± 0.01
	Ort	7.97 ^{d,23} ± 0.00	7.93 ^{c,2} ± 0.01	7.98 ^{de,23} ± 0.00	7.79 ^{cd,1} ± 0.00	7.85 ^{cde,1} ± 0.00	8.08 ^{bc,4} ± 0.00	8.04 ^{d,34} ± 0.00
K	G ^B	7.03 ± 0.00	6.96 ± 0.01	7.89 ± 0.00	7.86 ± 0.00	7.59 ± 0.00	7.13 ± 0.00	7.62 ± 0.00
	L ^{AB}	7.03 ± 0.00	6.89 ± 0.01	7.39 ± 0.01	7.28 ± 0.01	6.91 ± 0.01	6.56 ± 0.01	6.68 ± 0.01
	K ^A	7.12 ± 0.01	6.92 ± 0.01	7.21 ± 0.01	7.23 ± 0.00	7.18 ± 0.00	6.89 ± 0.00	7.01 ± 0.00
	Ort	7.06 ^{b,12} ± 0.00	6.92 ^{a,1} ± 0.00	7.49 ^{bc,3} ± 0.00	7.46 ^{bc,3} ± 0.00	7.23 ^{abc,23} ± 0.00	6.86 ^{a,1} ± 0.00	7.10 ^{ab,12} ± 0.00

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer ± SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama pH değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen pH düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

4.2.3 Damacana suyu numunelerinde iletkenlik değerlerinin değişimi

Damacanalardan birer adet guneş ortamında, laboratuvar ortamında ve karanlık ortamda tutulmuş, 7 hafta boyunca örnekler alınarak iletkenlik değerleri ölçülmüştür. Analizler 3 tekrarlı yapılıp ortalamalar alınmış ve standart sapmalar hesaplanmıştır. Her markaya ait haftalık iletkenlik değeri ortalamaları, standart sapmaları ve istatistiksel veriler çizelge 4.4'de verilmiştir. A kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 126.3-127.7 $\mu\text{S/cm}$, B kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 148.8-153.6 $\mu\text{S/cm}$, C kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 169.2-172.9 $\mu\text{S/cm}$, D kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 335.0-339.7 $\mu\text{S/cm}$, E kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 485.7-488.0 $\mu\text{S/cm}$, F kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 459.0-464.7 $\mu\text{S/cm}$, G kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 87.2-87.9 $\mu\text{S/cm}$, H kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 125.6-126.9 $\mu\text{S/cm}$, I kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 173.0-174.7 $\mu\text{S/cm}$, K kodlu numuneye ait ortalama iletkenlik değerleri 15.8-16.5 $\mu\text{S/cm}$ aralıklarında tespit edilmiştir.

İletkenlik değerleri (Çizelge 4.4) incelendiğinde her üç ortam ağısından A, E, G, H, I markalı numunelerde ortam koşulları arasında farklılık görülmemiştir ($p<0.01$).

Çizelge 4.4 Farklı markalara ait damacana sularının iletkenlik değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Örnek	Ortam Koşulu	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta
		Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD
A	G ^A	127.4 \pm 0.0	126.0 \pm 0.00	126.0 \pm 0.00	127.1 \pm 0.00	126.8 \pm 0.00	127.9 \pm 0.00	127.0 \pm 0.00
	L ^A	127.4 \pm 0.00	126.9 \pm 0.00	127.1 \pm 0.00	126.5 \pm 0.00	129.2 \pm 0.00	126.7 \pm 0.00	127.5 \pm 0.00
	K ^A	126.2 \pm 0.00	125.9 \pm 0.00	126.1 \pm 0.00	127.1 \pm 0.00	127.1 \pm 0.00	126.5 \pm 0.00	127.1 \pm 0.00
	Ort	127.0 ^{c,2} \pm 0.00	126.3 ^{c,1} \pm 0.00	126.4 ^{c,1} \pm 0.00	126.9 ^{c,2} \pm 0.00	127.7 ^{c,4} \pm 0.00	127.0 ^{c,2} \pm 0.00	127.2 ^{c,3} \pm 0.00
B	G ^A	147.0 \pm 0.00	151.2 \pm 0.00	148.6 \pm 0.00	153.5 \pm 0.00	146.0 \pm 0.00	146.5 \pm 0.00	146.6 \pm 0.00
	L ^B	151.4 \pm 0.00	151.3 \pm 0.00	150.9 \pm 0.00	151.0 \pm 0.00	151.1 \pm 0.00	151.8 \pm 0.00	152.1 \pm 0.00
	K ^C	153.4 \pm 0.00	151.8 \pm 0.00	146.9 \pm 0.00	156.2 \pm 0.00	156.6 \pm 0.00	154.5 \pm 0.00	154.3 \pm 0.00
	Ort	150.6 ^{d,2} \pm 0.00	151.4 ^{d,3} \pm 0.00	148.8 ^{d,1} \pm 0.00	153.6 ^{d,4} \pm 0.00	151.2 ^{d,3} \pm 0.00	150.9 ^{d,23} \pm 0.00	151.0 ^{d,23} \pm 0.00
C	G ^B	170.8 \pm 0.00	170.5 \pm 0.00	169.4 \pm 0.00	169.0 \pm 0.00	167.5 \pm 0.00	169.9 \pm 0.00	168.7 \pm 0.00
	L ^B	170.8 \pm 0.00	173.0 \pm 0.00	171.3 \pm 0.00	169.3 \pm 0.00	170.2 \pm 0.00	170.5 \pm 0.00	170.2 \pm 0.00
	K ^A	166.0 \pm 0.00	175.2 \pm 0.00	173.2 \pm 0.00	172.0 \pm 0.00	172.0 \pm 0.00	168.5 \pm 0.00	169.4 \pm 0.00
	Ort	169.2 ^{e,1} \pm 0.00	172.9 ^{e,6} \pm 0.00	171.3 ^{e,5} \pm 0.00	170.1 ^{e,4} \pm 0.00	169.9 ^{e,34} \pm 0.00	169.6 ^{e,23} \pm 0.00	169.4 ^{e,12} \pm 0.00
D	G ^B	401.0 \pm 0.00	405.0 \pm 0.00	403.0 \pm 0.00	404.0 \pm 0.00	404.0 \pm 0.00	409.0 \pm 0.00	406.0 \pm 0.00
	L ^A	300.0 \pm 0.00	300.0 \pm 0.00	302.0 \pm 0.00	300.0 \pm 0.00	300.0 \pm 0.00	302.0 \pm 0.00	302.0 \pm 0.00
	K ^A	304.0 \pm 0.00	302.0 \pm 0.00	312.0 \pm 0.00	308.0 \pm 0.00	308.0 \pm 0.00	308.0 \pm 0.00	308.0 \pm 0.00
	Ort	335.0 ^{f,1} \pm 0.00	335.7 ^{f,1} \pm 0.00	339.0 ^{f,1} \pm 0.00	337.3 ^{f,1} \pm 0.00	337.3 ^{f,1} \pm 0.00	339.7 ^{f,1} \pm 0.00	338.7 ^{f,1} \pm 0.00
E	G ^A	487.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	483.0 \pm 0.00	489.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	491.0 \pm 0.00	487.0 \pm 0.00
	L ^A	487.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	488.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	485.0 \pm 0.00	487.0 \pm 0.00
	K ^A	487.0 \pm 0.00	487.0 \pm 0.00	489.0 \pm 0.00	488.0 \pm 0.00	487.0 \pm 0.00	488.0 \pm 0.00	488.0 \pm 0.00
	Ort	487.0 ^{h,3} \pm 0.00	485.7 ^{h,1} \pm 0.00	486.7 ^{h,2} \pm 0.00	487.3 ^{h,4} \pm 0.00	485.7 ^{h,1} \pm 0.00	488.0 ^{h,5} \pm 0.00	487.3 ^{h,4} \pm 0.00

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer \pm SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama iletkenlik değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen iletkenlik düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.4 Farklı markalara ait damacana sularının iletkenlik değerleri ($\mu\text{S/cm}$) (devam)

Örnek	Ortam Koşulu	1. Hafta	2. Hafta	3. Hafta	4. Hafta	5. Hafta	6. Hafta	7. Hafta
		Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD	Ortalama \pm SD
F	G ^C	522.0 \pm 0.00	520.0 \pm 0.00	516.0 \pm 0.00	524.0 \pm 0.00	519.0 \pm 0.00	524.0 \pm 0.00	524.0 \pm 0.00
	L ^B	446.0 \pm 0.00	446.0 \pm 0.00	446.0 \pm 0.00	444.0 \pm 0.00	445.0 \pm 0.00	446.0 \pm 0.00	446.0 \pm 0.00
	K ^A	426.0 \pm 0.00	414.0 \pm 0.00	415.0 \pm 0.00	416.0 \pm 0.00	415.0 \pm 0.00	410.0 \pm 0.00	414.0 \pm 0.00
	Ort	464.7 ^{g,1} \pm 0.00	460.0 ^{g,1} \pm 0.00	459.0 ^{g,1} \pm 0.00	461.3 ^{g,1} \pm 0.00	459.7 ^{g,1} \pm 0.00	460.0 ^{g,1} \pm 0.00	461.3 ^{g,1} \pm 0.00
G	G ^A	87.8 \pm 0.00	87.8 \pm 0.00	87.9 \pm 0.00	87.7 \pm 0.00	88.0 \pm 0.00	87.8 \pm 0.00	88.5 \pm 0.00
	L ^A	88.2 \pm 0.00	87.6 \pm 0.00	87.6 \pm 0.00	86.2 \pm 0.00	85.4 \pm 0.00	87.1 \pm 0.00	86.5 \pm 0.00
	K ^A	87.8 \pm 0.00	88.3 \pm 0.00	88.1 \pm 0.00	89.0 \pm 0.00	88.2 \pm 0.00	87.6 \pm 0.00	87.4 \pm 0.00
	Ort	87.9 ^{b,4} \pm 0.00	87.9 ^{b,4} \pm 0.00	87.9 ^{b,34} \pm 0.00	87.6 ^{b,23} \pm 0.00	87.2 ^{b,1} \pm 0.00	87.5 ^{b,2} \pm 0.00	87.5 ^{b,2} \pm 0.00
H	G ^A	126.0 \pm 0.00	126.6 \pm 0.00	126.4 \pm 0.00	126.6 \pm 0.00	126.3 \pm 0.00	127.0 \pm 0.00	128.0 \pm 0.00
	L ^A	125.8 \pm 0.00	127.7 \pm 0.00	125.6 \pm 0.00	125.8 \pm 0.00	125.9 \pm 0.00	126.2 \pm 0.00	126.1 \pm 0.00
	K ^A	126.0 \pm 0.00	125.8 \pm 0.00	126.1 \pm 0.00	126.1 \pm 0.00	125.6 \pm 0.00	123.5 \pm 0.00	126.5 \pm 0.00
	Ort	125.9 ^{c,2} \pm 0.00	126.7 ^{c,4} \pm 0.00	126.0 ^{c,23} \pm 0.00	126.2 ^{c,3} \pm 0.00	125.9 ^{c,2} \pm 0.00	125.6 ^{c,1} \pm 0.00	126.9 ^{c,4} \pm 0.00
I	G ^A	174.0 \pm 0.00	172.2 \pm 0.00	171.5 \pm 0.00	172.6 \pm 0.00	172.1 \pm 0.00	173.8 \pm 0.00	173.0 \pm 0.00
	L ^A	174.0 \pm 0.00	174.0 \pm 0.00	174.0 \pm 0.00	176.0 \pm 0.00	174.0 \pm 0.00	176.0 \pm 0.00	173.6 \pm 0.00
	K ^A	174.0 \pm 0.00	173.6 \pm 0.00	174.6 \pm 0.00	172.5 \pm 0.00	173.0 \pm 0.00	174.2 \pm 0.00	174.2 \pm 0.00
	Ort	174.0 ^{e,4} \pm 0.00	173.3 ^{e,2} \pm 0.00	173.4 ^{e,2} \pm 0.00	173.7 ^{e,3} \pm 0.00	173.0 ^{e,1} \pm 0.00	174.7 ^{e,5} \pm 0.00	173.6 ^{e,3} \pm 0.00
K	G ^A	15.8 \pm 0.00	15.4 \pm 0.00	16.4 \pm 0.00	15.7 \pm 0.00	15.4 \pm 0.00	15.5 \pm 0.00	15.4 \pm 0.00
	L ^B	16.5 \pm 0.00	17.0 \pm 0.00	16.1 \pm 0.00	16.0 \pm 0.00	16.0 \pm 0.00	15.8 \pm 0.00	17.0 \pm 0.00
	K ^C	17.0 \pm 0.00	17.2 \pm 0.00	16.8 \pm 0.00	16.4 \pm 0.00	16.8 \pm 0.00	16.1 \pm 0.00	16.8 \pm 0.00
	Ort	16.4 ^{a,23} \pm 0.00	16.5 ^{a,3} \pm 0.00	16.4 ^{a,23} \pm 0.00	16.0 ^{a,1} \pm 0.00	16.1 ^{a,12} \pm 0.00	15.8 ^{a,1} \pm 0.00	16.4 ^{a,23} \pm 0.00

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer \pm SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama iletkenlik değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen iletkenlik düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

4.2.4 Damacana sularında katyon ve anyon düzeylerinin araştırılması

Katyon ve anyon analizleri için laboratuvar ortamında tutulan su damacanelerinden örnekler alınarak çalışıldı. Çalışmada araştırılan katyonlar; Alüminyum (Al), Antimon (Sb), Arsenik (As), Baryum (Ba), Bor (B), Kadmiyum (Cd), Kalsiyum (Ca), Krom(Cr), Bakır (Cu), Demir (Fe), Kurşun (Pb), Magnezyum (Mg), Mangan (Mn), Civa (Hg), Nikel (Ni), Potasyum (K), Selenyum (Se), Silisyum (Si), Sodyum (Na), Çinko (Zn).

Tespit edilen katyon düzeyleri; Al $2.48 \pm 0.25 - 19.0 \pm 0.25 \mu\text{g/L}$, Sb $<0.3 - 0.44 \pm 0.10 \mu\text{g/L}$, As $<0.3 - 25 \pm 0.20 \mu\text{g/L}$, Ba $<0.9 - 25.6 \pm 0.25$, B $<0.02 - 2.24 \pm 0.13 \text{ mg/L}$, Cd $<0.25 \mu\text{g/L}$, Ca $1.18 \pm 0.15 - 28.1 \pm 0.50 \mu\text{g/L}$, Cr $<1.0 \mu\text{g/L}$, Cu $<1.0 - 7.0 \pm 0.20 \mu\text{g/L}$, Fe $3.22 \pm 0.30 - 14.4 \pm 0.30 \mu\text{g/L}$, Pb $<0.45 - 1.13 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$, Mg $<1.0 - 7.61 \pm 0.40 \text{ mg/L}$, Mn $<0.5 - 17.0 \pm 0.60 \mu\text{g/L}$, Hg $<0.4 - 0.50 \pm 0.10 \mu\text{g/L}$, Ni $<0.4 - 7.21 \pm 0.30 \mu\text{g/L}$, K $<0.9 - 6.0 \pm 0.10 \text{ mg/L}$, Se $<0.3 - 2.52 \pm 0.30 \mu\text{g/L}$, Si $3.07 \pm 0.05 - 33.0 \pm 1.0 \text{ mg/L}$, Na $1.57 \pm 0.06 - 112 \pm 2.01 \text{ mg/L}$, Zn $2.60 \pm 0.1 - 35.9 \pm 0.12 \mu\text{g/L}$ (Çizelge 4.5).

Analiz sonuçlarına göre E kodlu damacana As (limit $10 \mu\text{g/L}$) ve B (limit 1.0 mg/L) düzeyleri İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik'te (Anonim 2005) verilen limitlerin üzerinde tespit edilmiştir.

Çizelge 4.5 Damacana sularında katyon düzeyleri

Katyon	Mevzuat Değeri	A	B	C	D	E	F	G	H	I	K
Al (µg/L)	200	3.78 ^a ± 0.02	10.4 ^b ± 0.40	2.86 ^a ± 0.06	3.46 ^a ± 0.25	11.4 ^b ± 0.40	2.48 ^a ± 0.25	2.73 ^a ± 0.06	19.0 ^c ± 0.25	2.67 ^a ± 0.06	7.30 ^{ab} ± 0.00
Sb (µg/L)	5	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a	0.44 ^b ± 0.10	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a
As (µg/L)	10	0.80 ^c ± 0.00	0.50 ^b ± 0.02	8.30 ^e ± 0.20	8.03 ^e ± 0.05	25.0 ^g ± 0.20	9.50 ^f ± 0.30	<0.30 ^a	4.40 ^d ± 0.46	0.50 ^b ± 0.02	<0.30 ^a
Ba (µg/L)	1000	7.07 ^g ± 0.06	4.15 ^d ± 0.31	3.17 ^c ± 0.06	6.67 ^f ± 0.15	1.62 ^b ± 0.20	5.41 ^f ± 0.20	25.6 ^k ± 0.25	<0.90 ^a	18.0 ^l ± 0.20	2.00 ^c ± 0.00
B (mg/L)	1	<0.02 ^a	0.20 ^{dc} ±	0.02 ^b ± 0.00	0.10 ^{bc} ± 0.00	2.24 ^f ± 0.13	0.08 ^{bc} ± 0.00	0.18 ^{cd} ± 0.05	0.28 ^e ± 0.01	0.02 ^b ± 0.00	<0.02 ^a
Cd (µg/L)	5	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a	<0.25 ^a
Ca (mg/L)	-	25.9 ^h ± 0.31	15.3 ^f ± 0.30	15.9 ^g ± 0.14	4.27 ^b ± 0.06	1.32 ^a ± 0.20	6.68 ^d ± 0.35	5.61 ^c ± 0.20	14.3 ^e ± 0.10	28.1 ^l ± 0.50	1.18 ^a ± 0.15
Cr (µg/L)	50	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a	<1.00 ^a
Cu (µg/L)	1000	1.80 ^d ± 0.04	<1.00 ^a	<1.00 ^a	1.77 ^d ± 0.05	1.41 ^c ± 0.20	2.37 ^e ± 0.15	1.00 ^b ± 0.00	1.50 ^{cd} ± 0.10	7.00 ^f ± 0.20	1.00 ^b ± 0.00
Fe (µg/L)	200	8.51 ^e ± 0.30	8.77 ^e ± 0.15	4.01 ^b ± 0.20	4.59 ^c ± 0.42	6.70 ^d ± 0.20	14.4 ^h ± 0.30	3.22 ^a ± 0.30	11.1 ^f ± 1.00	12.0 ^g ± 0.40	3.67 ^{ab} ± 0.16
Pb (µg/L)	10	1.13 ^c ± 0.06	<0.45 ^a	<0.45 ^a	<0.45 ^a	<0.45 ^a	<0.45 ^a	0.60 ^b ± 0.00	<0.45 ^a	<0.45 ^a	<0.45 ^a
Mg (mg/L)	-	3.10 ^d ± 0.10	7.22 ^d ± 0.40	7.61 ^e ± 0.40	1.00 ^b ± 0.04	1.00 ^b ± 0.00	1.00 ^b ± 0.00	1.70 ^c ± 0.00	2.10 ^c ± 0.11	3.67 ^d ± 0.06	<0.90 ^a
Mn (mg/L)	50	0.57 ^b ± 0.06	<0.50 ^a	<0.50 ^a	<0.50 ^a	0.80 ^b ± 0.005	0.77 ^b ± 0.00	17.0 ^c ± 0.60	<0.50 ^a	<0.50 ^a	<0.50 ^a
Hg (µg/L)	1	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	0.50 ^b ± 0.10	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a
Ni (µg/L)	20	1.94 ^b ± 1.00	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a	7.21 ^c ± 0.30	<0.40 ^a	<0.40 ^a	<0.40 ^a
K (mg/L)	-	<0.90 ^a	1.80 ^b ± 0.10	6.00 ^f ± 0.10	2.83 ^d ± 0.06	<0.90 ^a	3.17 ^e ± 0.16	1.90 ^c ± 0.00	<0.90 ^a	<0.90 ^a	<0.90 ^a
Se (µg/L)	10	0.39 ^b ± 0.01	<0.30 ^a	<0.30 ^a	<0.30 ^a	2.52 ^e ± 0.30	0.40 ^b ± 0.00	0.90 ^d ± 0.00	0.81 ^c ± 0.44	0.40 ^b ± 0.00	<0.30 ^a
Si (mg/L)	-	3.64 ^b ± 0.12	19.0 ^f ± 0.10	33.0 ^l ± 1.00	21.5 ^g ± 0.07	11.1 ^e ± 1.00	31.0 ^h ± 0.45	11.0 ^e ± 0.20	6.39 ^d ± 0.46	5.37 ^c ± 0.15	3.07 ^a ± 0.05
Na (mg/L)	200	2.30 ^a ± 0.10	8.07 ^c ± 0.06	9.07 ^c ± 0.07	64.7 ^e ± 1.50	112 ^g ± 2.01	88.0 ^f ± 0.43	8.31 ^c ± 0.30	11.6 ^d ± 0.10	5.77 ^b ± 0.17	1.57 ^a ± 0.06
Zn (µg/L)	2000	13.0 ^e ± 0.15	11.7 ^d ± 0.15	5.42 ^b ± 0.40	25.8 ^g ± 2.52	2.60 ^a ± 0.10	9.07 ^c ± 0.16	5.10 ^b ± 0.00	13.3 ^e ± 0.12	19.0 ^f ± 0.25	35.9 ^h ± 0.12

Tüm analizler 3 tekrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değeri ± standart sapma olarak sunulmuştur. Her bir katyon için, ortalama değeri takip eden harf aynı olan markaların arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01).

Çalışmada anyon olarak Flor (F), Klor (Cl), Brom (Br), Nitrat (NO₃), Nitrit (NO₂) ve Sülfat (SO₄) düzeyleri araştırılmıştır. Tespit edilen anyon düzeyleri; F <0.04–3.57 ± 0.06 mg/L, Cl <0.17–18.9 ± 1.00 mg/L, Br <0.05 mg/L, NO₃ <0.13 – 9.46 ± 0.15 mg/L, NO₂ <0.05–0.08 ± 0.00 mg/L, SO₄ <0.13–40.8 ± 2.52 mg/L aralığında bulunmuştur (Çizelge 4.6). Tüm markalar içerdikleri anyon düzeyleri yönüyle mevzuat limitleri içerisinde bulunmuştur.

E kodlu damacanada Flor (limit 1.5 mg/L) düzeyi İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik'te (Anonim 2005) verilen limitlerin üzerinde tespit edilmiştir.

Çizelge 4.6 Damacana sularında anyon düzeyleri (mg/L)

Anyon	Mevzuat Değeri	A	B	C	D	E	F	G	H	I	K
F	1.5	<0.04 ^a	0.08 ^a ± 0.00	<0.04 ^a	0.37 ^c ± 0.002	3.57 ^d ± 0.06	<0.04 ^a	<0.04 ^a	0.32 ^c ± 0.10	0.20 ^b ± 0.00	0.20 ^b ± 0.00
Cl	250	18.9 ^h ± 1.00	1.16 ^b ± 0.06	<0.17 ^a	5.76 ^e ± 0.06	9.33 ^d ± 0.12	10.2 ^f ± 0.20	13.2 ^g ± 0.15	1.60 ^c ± 0.10	1.50 ^{bc} ± 0.00	1.50 ^{bc} ± 0.00
Br	1	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a
NO ₃	50	3.31 ^d ± 1.00	1.77 ^c ± 0.06	<0.13 ^a ± 0.00	5.70 ^e ± 0.10	0.48 ^b ± 0.03	9.46 ^f ± 0.15	<0.13 ^a	0.81 ^b ± 0.10	1.77 ^c ± 0.06	1.77 ^c ± 0.05
NO ₂	1	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	0.08 ^b ± 0.00	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a	<0.05 ^a
SO ₄	250	6.44 ^{bc} ± 0.15	5.41 ^b ± 0.30	<0.13 ^a	16.3 ^e ± 0.15	40.8 ^g ± 2.52	20.6 ^f ± 0.16	7.00 ^c ± 0.00	10.0 ^d ± 0.50	9.27 ^d ± 0.17	9.27 ^d ± 0.14

Tüm analizler 3 tekrerrülü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer ± standart sapma olarak sunulmuştur. Her bir anyon için, ortalama değeri takip eden harf aynı olan markalar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01).

4.2.5 Farklı ortam koşullarında bekletilen damacana suyu numunelerinde BPA düzeylerinin araştırılması

Damacanalar güneş ortamı, laboratuvar ortamı ve karanlık ortamda tutularak haftalık BPA değişimi araştırılmıştır. Analizler 3 tekrarlı yapıp ortalamalar alınmış ve standart sapmalar hesaplanmıştır. Her markaya ait haftalık BPA ortalaması, standart sapmaları ve istatistiksel veriler çizelge 4.7’de verilmiştir. A markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 1.73 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, B markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 2.29 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$, C markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 2.03 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, D markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 2.51 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, E markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 0.66 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, F markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 0.68 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, G markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 0.92 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, H markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 0.78 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, I markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 2.96 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$, K markasına ait ortalama BPA düzeyi $<0.5 - 2.35 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ aralığında hesaplanmıştır.

Çizelge 4.7 Farklı markalara ait damacana sularının BPA düzeyleri (µg/L)

Örnek	Ortam Koşulları	1. hafta	2. hafta	3. hafta	4. hafta	5. hafta	6. hafta	7. hafta
A	G ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.05	0.68 ± 0.05	0.81 ± 0.01
	L ^C	<0.50	<0.50	<0.50	0.53 ± 0.01	<0.50	0.50 ± 0.00	2.05 ± 0.04
	K ^B	<0.50	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.01	0.62 ± 0.01	0.75 ± 0.03	1.78 ± 0.06
	Ort	<0.50 ^{a,3}	<0.50 ^{a,3}	<0.50 ^{a,3}	0.51 ^{a,3} ± 0.00	0.55 ^{a,3} ± 0.02	0.66 ^{b,2} ± 0.03	1.73 ^{d,1} ± 0.03
B	G ^B	<0.50	<0.50	0.50 ± 0.01	1.04 ± 0.05	1.25 ± 0.01	2.12 ± 0.01	2.65 ± 0.06
	L ^A	<0.50	0.65 ± 0.03	0.71 ± 0.02	0.78 ± 0.03	0.85 ± 0.02	0.95 ± 0.03	2.09 ± 0.05
	K ^A	<0.50	0.50 ± 0.01	0.58 ± 0.01	0.82 ± 0.02	0.86 ± 0.02	1.02 ± 0.02	2.03 ± 0.03
	Ort	<0.50 ^{a,6}	0.56 ^{b,5,6} ± 0.01	0.61 ^{b,5} ± 0.01	0.89 ^{c,4} ± 0.02	1.02 ^{b,3} ± 0.00	1.57 ^{d,2} ± 0.00	2.29 ^{f,1} ± 0.05
C	G ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.50 ± 0.00	0.56 ± 0.04	1.25 ± 0.07
	L ^B	<0.50	<0.50	0.87 ± 0.02	1.25 ± 0.03	2.16 ± 0.05	1.31 ± 0.01	1.84 ± 0.03
	K ^B	<0.50	0.51 ± 0.01	0.72 ± 0.01	1.17 ± 0.04	2.24 ± 0.03	1.17 ± 0.02	1.67 ± 0.08
	Ort	<0.50 ^{a,5}	<0.50 ^{a,5}	0.73 ^{d,4} ± 0.01	1.09 ^{d,3} ± 0.04	2.03 ^{c,1} ± 0.03	1.12 ^{c,3} ± 0.01	1.62 ^{d,2} ± 0.01
D	G ^A	<0.50	<0.50	<0.50	0.63 ± 0.01	<0.50	<0.50	0.50 ± 0.00
	L ^B	<0.50	<0.50	0.62 ± 0.01	0.58 ± 0.01	0.50 ± 0.01	1.21 ± 0.01	2.68 ± 0.07
	K ^B	<0.50	<0.50	0.66 ± 0.01	0.72 ± 0.00	0.65 ± 0.03	1.37 ± 0.04	2.70 ± 0.01
	Ort	<0.50 ^{a,4}	<0.50 ^{a,4}	0.60 ^{b,3,4} ± 0.01	0.65 ^{b,3} ± 0.01	0.56 ^{a,3,4} ± 0.01	1.16 ^{c,2} ± 0.02	2.51 ^{e,1} ± 0.02
E	G ^A	0.60 ± 0.02	0.56 ± 0.02	0.68 ± 0.01	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.01	<0.50
	L ^A	0.51 ± 0.01	0.51 ± 0.01	0.62 ± 0.01	<0.50	0.53 ± 0.01	0.62 ± 0.01	0.68 ± 0.06
	K ^B	0.64 ± 0.03	0.72 ± 0.04	0.68 ± 0.04	<0.50	<0.50	0.54 ± 0.01	0.75 ± 0.04
	Ort	0.59 ^{c,2} ± 0.01	0.61 ^{c,2} ± 0.01	0.66 ^{c,1} ± 0.02	<0.50 ^{a,4}	0.51 ^{a,4} ± 0.01	0.56 ^{ab,3} ± 0.01	0.66 ^{a,1} ± 0.01

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer ± SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama BPA değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen BPA düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.7 Farklı markalara ait damacana sularının BPA düzeyleri (µg/L) (devam)

Örnek	Ortam Koşulları	1. hafta	2. hafta	3. hafta	4. hafta	5. hafta	6. hafta	7. hafta
F	G ^B	<0.50	0.50 ± 0.00	0.75 ± 0.03	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
	L ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.62 ± 0.02
	K ^C	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.01	0.54 ± 0.02	0.84 ± 0.02
	Ort	<0.50 ^{a,3}	<0.50 ^{a,3}	0.61 ^{b,2} ± 0.03	<0.50 ^{a,3}	0.50 ^{a,3} ± 0.01	0.51 ^{a,3} ± 0.02	0.68 ^{a,1} ± 0.02
G	G ^B	<0.50	<0.50	<0.50	0.64 ± 0.02	<0.50	0.58 ± 0.01	1.02 ± 0.09
	L ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.83 ± 0.01
	K ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.90 ± 0.05
	Ort	<0.50 ^{a,4}	<0.50 ^{a,4}	<0.50 ^{a,4}	0.56 ^{a,2} ± 0.02	<0.50 ^{a,4}	0.53 ^{a,3} ± 0.01	0.92 ^{c,1} ± 0.01
H	G ^B	<0.50	<0.50	0.56 ± 0.01	<0.50	0.60 ± 0.02	<0.50	1.05 ± 0.01
	L ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.50 ± 0.00
	K ^A	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
	Ort	<0.50 ^{a,2}	<0.50 ^{a,2}	0.52 ^{a,2} ± 0.03	<0.50 ^{a,2}	0.54 ^{a,2} ± 0.02	<0.50 ^{a,2}	0.78 ^{b,1} ± 0.01
I	G ^A	0.50 ± 0.01	0.87 ± 0.03	1.38 ± 0.01	0.54 ± 0.02	0.70 ± 0.02	<0.50	3.15 ± 0.03
	L ^B	0.51 ± 0.01	0.50 ± 0.01	1.07 ± 0.01	1.52 ± 0.04	2.14 ± 0.02	2.37 ± 0.01	2.78 ± 0.03
	K ^B	0.54 ± 0.02	0.69 ± 0.02	1.13 ± 0.03	1.43 ± 0.04	2.24 ± 0.01	2.46 ± 0.04	2.94 ± 0.06
	Ort	0.52 ^{b,7} ± 0.01	0.72 ^{d,6} ± 0.00	1.21 ^{e,5} ± 0.01	1.33 ^{e,4} ± 0.03	1.98 ^{c,3} ± 0.00	2.23 ^{e,2} ± 0.02	2.96 ^{g,1} ± 0.04
K	G ^A	<0.50	0.50 ± 0.01	0.62 ± 0.02	0.70 ± 0.02	0.92 ± 0.01	1.17 ± 0.02	2.75 ± 0.02
	L ^{AB}	<0.50	0.50 ± 0.00	0.62 ± 0.01	1.09 ± 0.02	2.13 ± 0.04	1.71 ± 0.03	2.05 ± 0.05
	K ^B	<0.50	0.50 ± 0.01	0.58 ± 0.01	1.15 ± 0.03	2.36 ± 0.01	1.74 ± 0.02	2.12 ± 0.01
	Ort	<0.50 ^{a,6}	0.50 ^{a,6} ± 0.00	0.61 ^{b,5} ± 0.00	1.02 ^{d,4} ± 0.02	2.02 ^{c,2} ± 0.02	1.58 ^{d,3} ± 0.00	2.35 ^{f,1} ± 0.01

G; güneş ortamı, L; laboratuvar , K; karanlık ortam, SD: standart sapma için kullanılmıştır. Tüm analizler 3 tekerrürlü olarak gerçekleştirilmiştir. Tüm veriler ortalama değer ± SD olarak sunulmuştur. Her bir bekleme süresi için, ortalama değeri takip eden küçük harf aynı olan markaların arasında, ortalama değeri takip eden üstsel rakamların aynı olduğu örnekler arasında ise aynı markaya ait örneklerin farklı bekleme süresi sonunda ortalama BPA değerleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlarının, tüm süreler boyunca belirlenen BPA düzeyleri ortalaması arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır (P < 0.01). Ortalama değerler; tayin edilebilen değerlerin aritmetik ortalaması hesaplanarak belirlenmiştir.

4.2.5.1 A kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

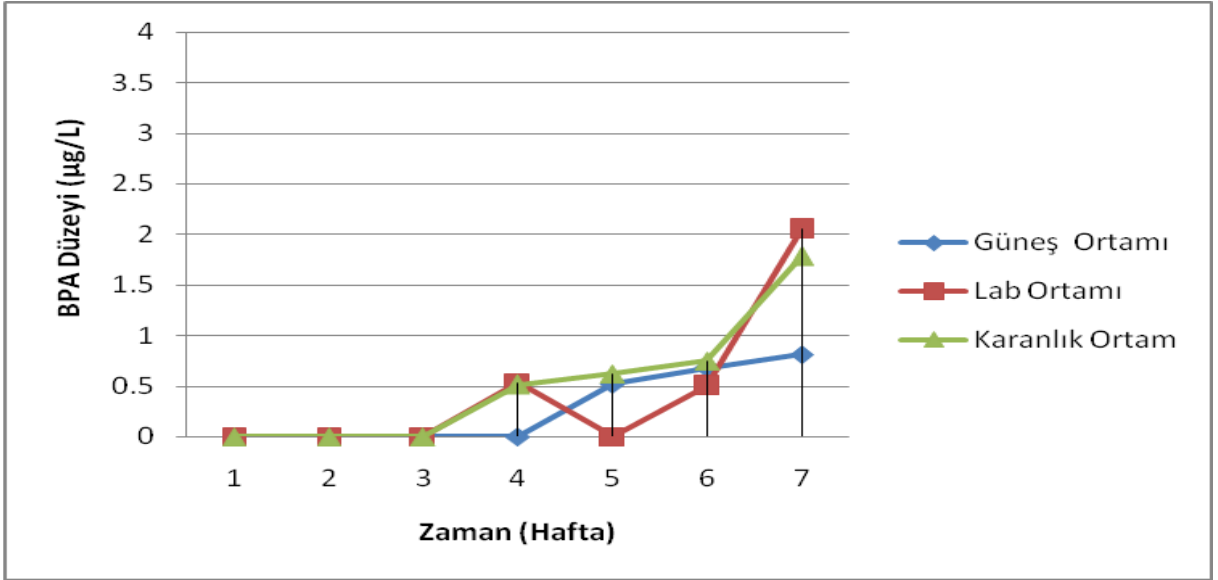
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.81 \pm 0.01$ $\mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.05 \pm 0.04$ $\mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 1.78 \pm 0.06$ $\mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. BPA düzeyinin zamana bağlı olarak arttığı grlmştr. Ortalama BPA düzeyi en yüksek oranda laboratuvar ortamında tespit edilmiş, onu sırasıyla karanlık ve güneş ortamı izlemiştir. Bekleme koşulları arasındaki farklılık istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($P>0.01$). A kodlu numuneye ait BPA düzeyleri izelge 4.8’de ve Şekil 4.4’de verilmiştir.

Çizelge 4.8 A kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^C	K ^B	Ortalama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
2. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
3. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
4. hafta	<0.50	0.53 ± 0.01	0.51 ± 0.01	0.51 ± 0.00
5. hafta	0.51 ± 0.05	<0.50	0.62 ± 0.01	0.55 ± 0.02
6. hafta	0.68 ± 0.05	0.50 ± 0.00	0.75 ± 0.03	0.66 ± 0.03
7. hafta	0.81 ± 0.01	2.05 ± 0.04	1.78 ± 0.06	1.73 ± 0.03

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam.

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. A markasına ait rnelerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf farklı olduğu için tüm süreler boyunca belirlenen ortalama BPA düzeyleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmaktadır ($P>0.01$)



Şekil 4.4 A kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.2 B kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

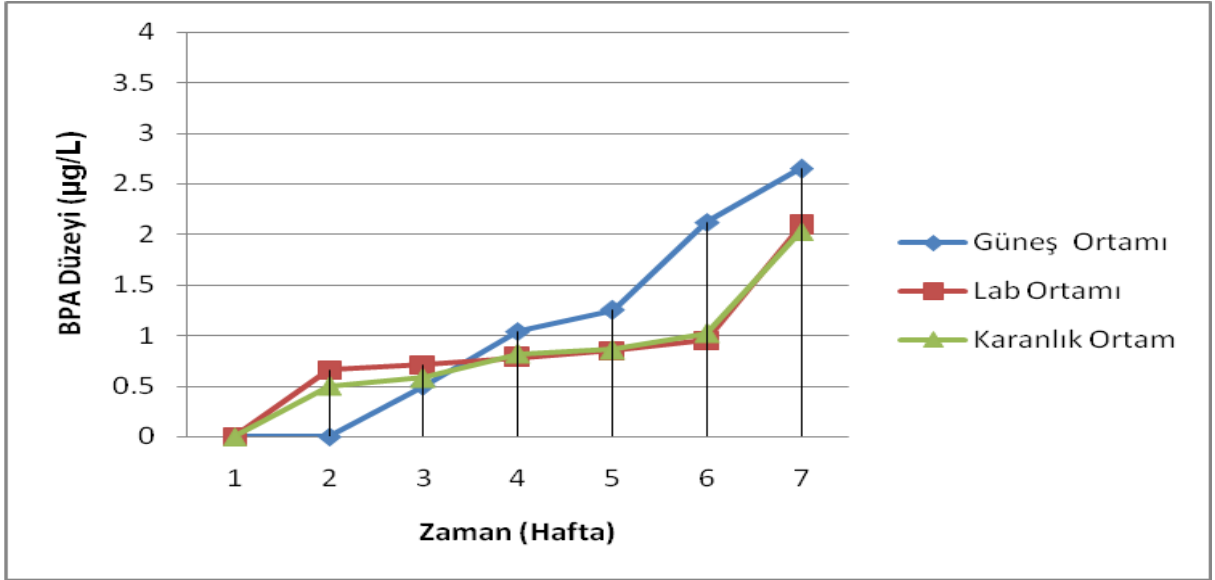
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.65 \pm 0.06$ µg/L aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.09 \pm 0.05$ µg/L aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.03 \pm 0.03$ µg/L aralığında tespit edilmiştir. Güneş ortamında bekletilen numunede 4. haftada yosunlaşmaya bağlı yeşilimsi renk gözlenmiş, 5. haftada yok olmuştur. BPA düzeyinin zamana bağlı olarak arttığı görülmüştür. B kodlu numune için güneş ortamındaki ortalama BPA düzeyi diğer ortamlara göre yüksek bulunurken, laboratuvar ve karanlık ortamdaki BPA düzeyleri arasındaki istatistiksel olarak önemli fark bulunmamıştır ($P < 0.01$). B kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.9'da ve şekil 4.5'de verilmiştir.

Çizelge 4.9 B kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^B	L ^A	K ^A	Ortalama	Açıklama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
2. hafta	<0.50	0.65 ± 0.03	0.50 ± 0.01	0.56 ± 0.01	
3. hafta	0.50 ± 0.01	0.71 ± 0.02	0.58 ± 0.01	0.61 ± 0.01	
4. hafta	1.04 ± 0.05	0.78 ± 0.03	0.82 ± 0.02	0.89 ± 0.02	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma görüldü
5. hafta	1.25 ± 0.01	0.85 ± 0.02	0.86 ± 0.02	1.02 ± 0.00	Yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu
6. hafta	2.12 ± 0.01	0.95 ± 0.03	1.02 ± 0.02	1.57 ± 0.00	
7. hafta	2.65 ± 0.06	2.09 ± 0.05	2.03 ± 0.03	2.29 ± 0.05	

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer ± standart sapma olarak sunulmuştur. B markasına ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.5 B kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.3 C kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 1.25 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 1.84 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.24 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Güneş ortamında bekletilen numunede 4. haftada hafif yosunlaşma görüldü, 5.

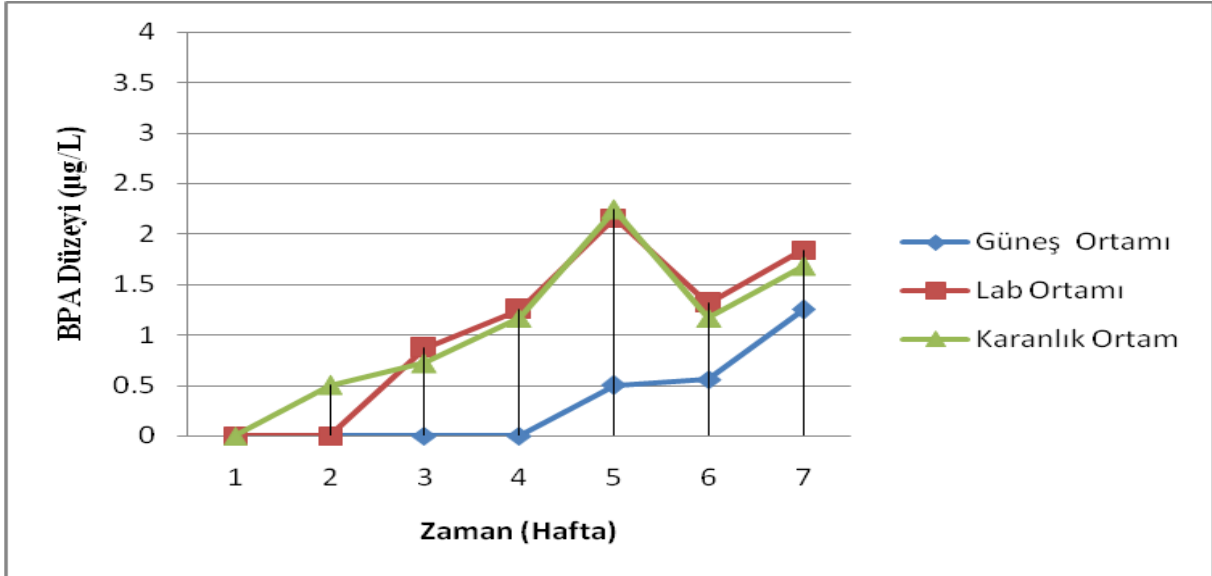
haftada yosunlaşma kayboldu. C kodlu numunede ortalama BPA düzeyi 5. haftada maksimum seviyede tespit edilmiştir. Bekleme koşullarına göre ortalama BPA düzeyi en yüksek oranda laboratuvar ve karanlık ortamlarda tespit edilmiş, güneş ortamında daha düşük oranda bulunmuştur. C Kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.10'da ve şekil 4.6'da verilmiştir.

Çizelge 4.10 C kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^B	K ^B	Ortalama	Açıklama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
2. hafta	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.01	<0.50	
3. hafta	<0.50	0.87 ± 0.02	0.72 ± 0.01	0.73 ± 0.01	
4. hafta	<0.50	1.25 ± 0.03	1.17 ± 0.04	1.09 ± 0.04	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma görüldü
5. hafta	0.50 ± 0.00	2.16 ± 0.05	2.24 ± 0.03	2.03 ± 0.03	Yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu
6. hafta	0.56 ± 0.04	1.31 ± 0.01	1.17 ± 0.02	1.12 ± 0.01	
7. hafta	1.25 ± 0.07	1.84 ± 0.03	1.67 ± 0.08	1.62 ± 0.01	

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer ± standart sapma olarak sunulmuştur. C markasına ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.6 C kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.4 D kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

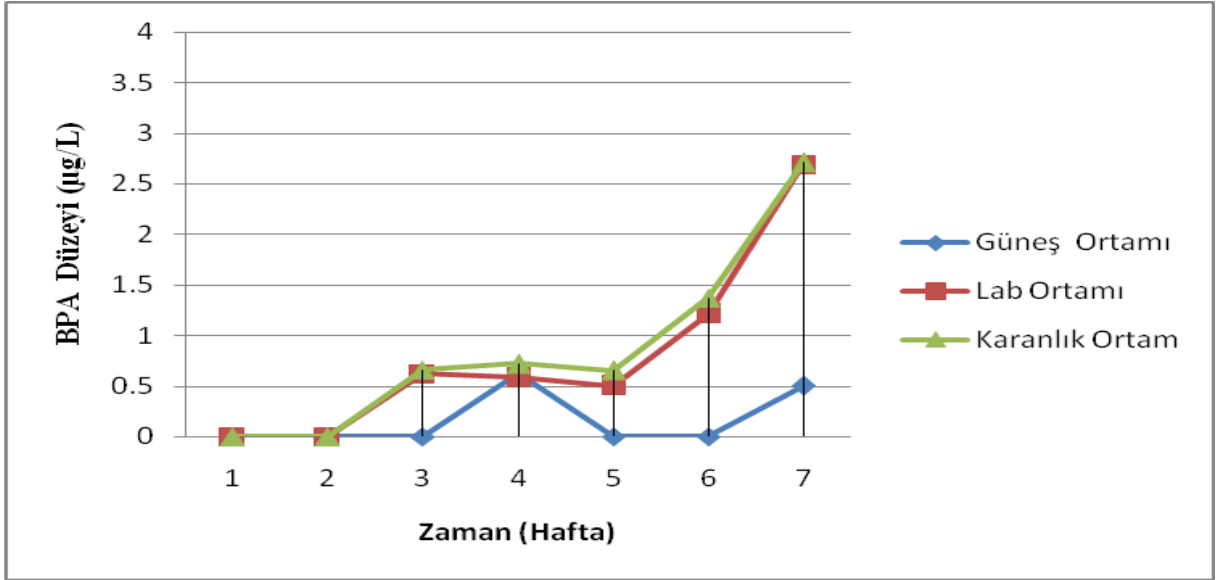
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.63 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ aralığında laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.68 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.70 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Güneş ortamında bekletilen numunede 4. haftada hafif yosunlaşma görülmüş, 5. haftada yosunlaşma azalmış ancak damacana da kirlilik gözlenmiştir. 6 ve 7. haftalarda da damacana da kirlilik devam etmiştir. D kodlu numune için ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. Bekleme koşullarına göre ortalama BPA düzeyi en yüksek oranda laboratuvar ve karanlık ortamlarda tespit edilmiş, güneş ortamında daha düşük oranda tespit edilmiştir. D kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.11’de ve Şekil 4.7’de verilmiştir.

Çizelge 4.11 D kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^B	K ^B	Ortalama	Açıklama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
2. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
3. hafta	<0.50	0.62 ± 0.01	0.66 ± 0.01	0.60 ± 0.01	
4. hafta	0.63 ± 0.01	0.58 ± 0.01	0.72 ± 0.00	0.65 ± 0.01	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma görüldü
5. hafta	<0.50	0.50 ± 0.01	0.65 ± 0.03	0.56 ± 0.01	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma azaldı,
6. hafta	<0.50	1.21 ± 0.01	1.37 ± 0.04	1.16 ± 0.02	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma azaldı, kirlilik var,
7. hafta	0.50 ± 0.00	2.68 ± 0.07	2.70 ± 0.01	2.51 ± 0.02	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşmaya bağlı kirlilik var

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. D markasına ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.7 D kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.5 E kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

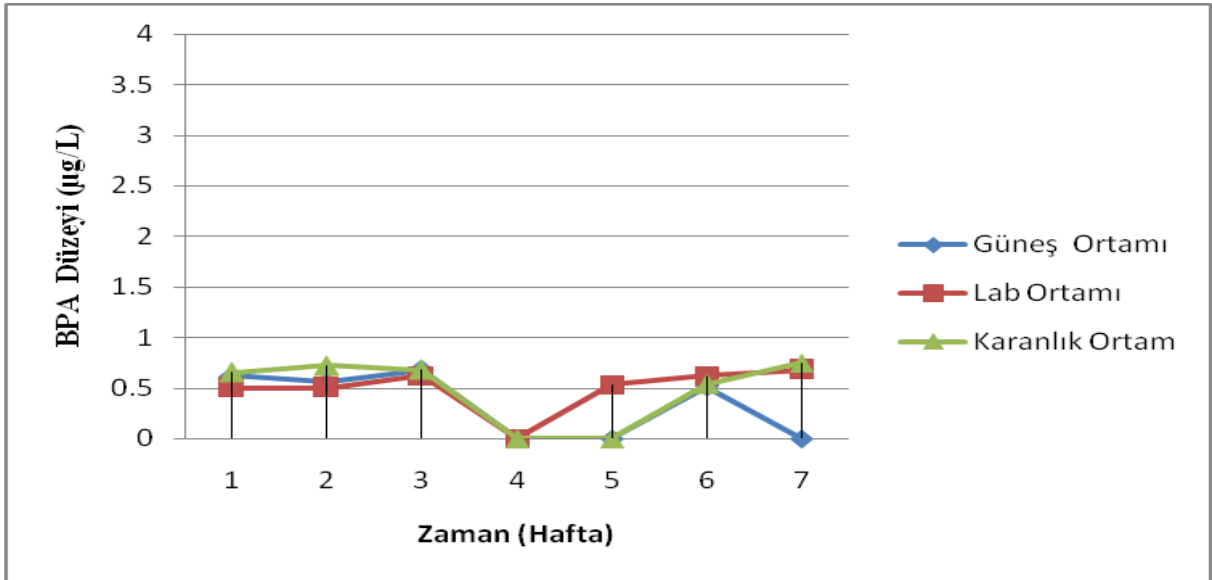
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.68 \pm 0.01$ µg/L aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.68 \pm 0.06$ µg/L aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.75 \pm 0.04$ µg/L aralığında tespit edilmiştir. Güneş ortamında bekletilen numunede 4. haftada hafif yosunlaşma görüldü, 5. haftada yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu. Ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. E kodlu numune için karanlık ortamdaki ortalama BPA düzeyi diğer ortamlara göre istatistiksel olarak yüksek bulunurken, güneş ve laboratuvar ortamındaki BPA düzeyleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamıştır ($P < 0.01$). E kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.12’de ve şekil 4.8’de verilmiştir.

Çizelge 4.12 E kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^A	K ^B	Ortalama	Açıklama
1. hafta	0.60 \pm 0.02	0.51 \pm 0.01	0.64 \pm 0.03	0.59 \pm 0.01	
2. hafta	0.56 \pm 0.02	0.51 \pm 0.01	0.72 \pm 0.04	0.61 \pm 0.01	
3. hafta	0.68 \pm 0.01	0.62 \pm 0.01	0.68 \pm 0.04	0.66 \pm 0.02	
4. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma görüldü
5. hafta	<0.50	0.53 \pm 0.01	<0.50	0.51 \pm 0.01	Yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu
6. hafta	0.51 \pm 0.01	0.62 \pm 0.01	0.54 \pm 0.01	0.56 \pm 0.01	
7. hafta	<0.50	0.68 \pm 0.06	0.75 \pm 0.04	0.66 \pm 0.01	

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.8 E kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.6 F kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.75 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.62 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.84 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Güneş ortamında bekletilen numunede 4. haftada hafif yosunlaşma görüldü, 5.

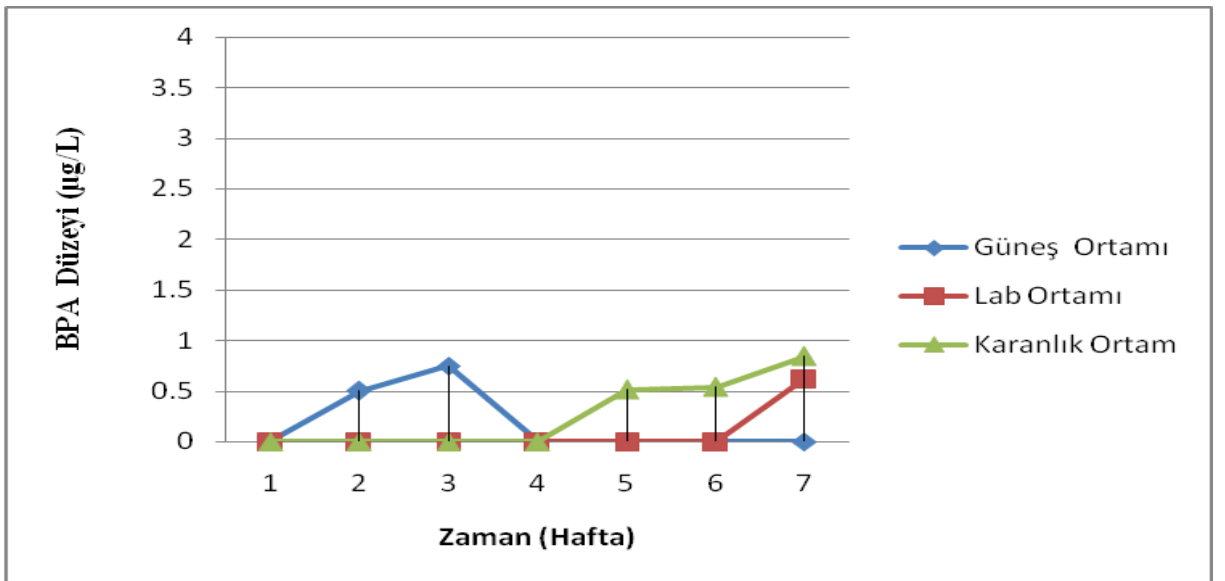
haftada yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu. Ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. F kodlu numune için ortalama BPA düzeyleri sırasıyla karanlık ortam, güneş ortamı ve laboratuvar ortamında tespit edilmiştir. Her üç ortam arasındaki farklılık istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($P>0.01$). F kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.13’de ve şekil 4.9’da verilmiştir

Çizelge 4.13 F kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^B	L ^A	K ^C	Ortalama	Açıklama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
2. hafta	0.50 ± 0.00	<0.50	<0.50	<0.50	
3. hafta	0.75 ± 0.03	<0.50	<0.50	0.61 ± 0.03	
4. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	Güneş ortamındaki numunede yosunlaşma görüldü
5. hafta	<0.50	<0.50	0.51 ± 0.01	0.50 ± 0.01	Yosunlaşmaya bağlı yeşil renk kayboldu
6. hafta	<0.50	<0.50	0.54 ± 0.02	0.51 ± 0.02	
7. hafta	<0.50	0.62 ± 0.02	0.84 ± 0.02	0.68 ± 0.02	

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer ± standart sapma olarak sunulmuştur. F markasına ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf farklı olduğu için tüm süreler boyunca belirlenen ortalama BPA düzeyleri arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmuştur ($P > 0.01$)



Şekil 4.9 F kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.7 G kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

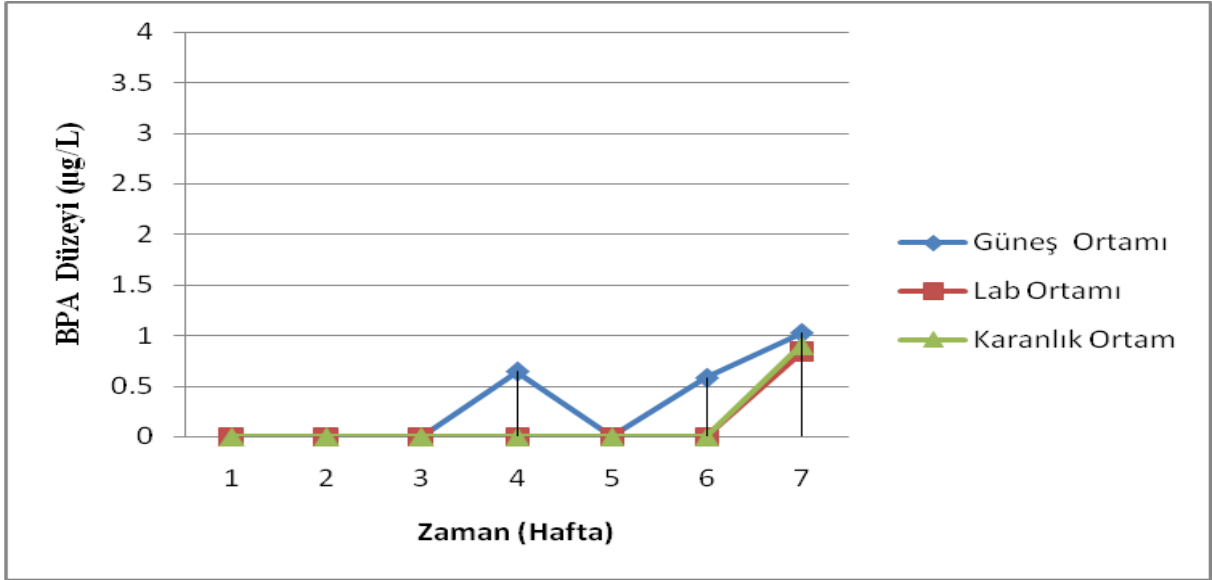
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 1.02 \pm 0.09$ $\mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.83 \pm 0.01$ $\mu\text{g/L}$, aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.90 \pm 0.05$ $\mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Ortalama BPA düzeyi zamanla artış göstermiştir. Ortalama BPA düzeyi en yüksek oranda güneş ortamında tespit edilmiş, laboratuvar ve karanlık ortamdaki BPA düzeyleri arasındaki istatistiksel olarak önemli fark bulunmamıştır ($P < 0.01$). G kodlu numuneye ait BPA düzeyleri izelge 4.14’de ve Şekil 4.10’da verilmiştir.

Çizelge 4.14 G kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^B	L ^A	K ^A	Ortalama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
2. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
3. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
4. hafta	0.64 ± 0.02	<0.50	<0.50	0.56 ± 0.02
5. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
6. hafta	0.58 ± 0.01	<0.50	<0.50	0.53 ± 0.01
7. hafta	1.02 ± 0.09	0.83 ± 0.01	0.90 ± 0.05	0.92 ± 0.01

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.10 G kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.8 H kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

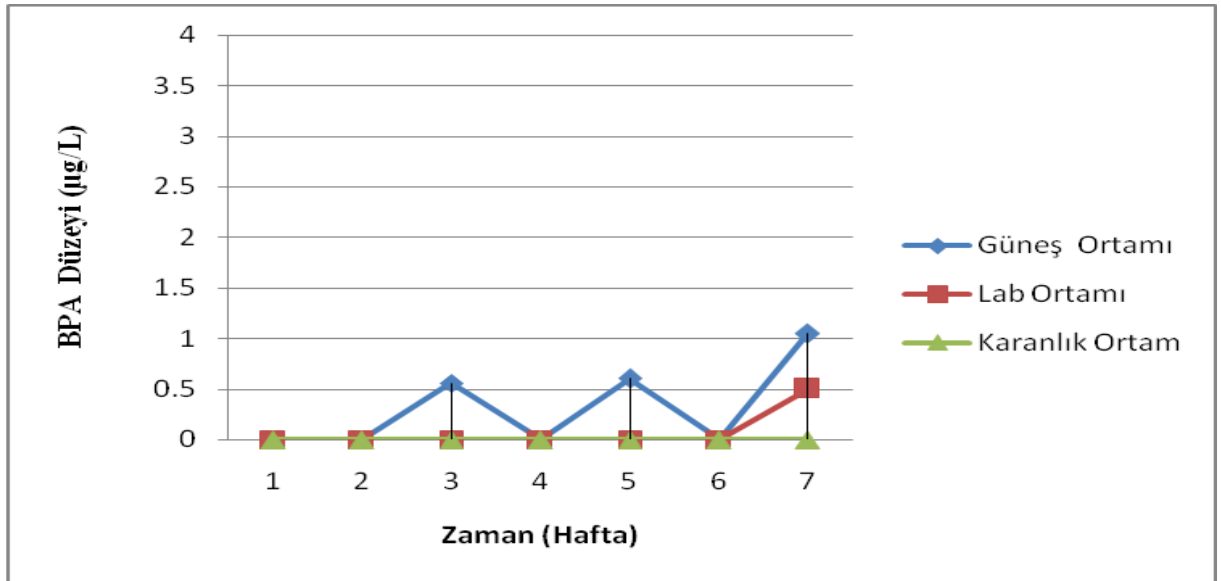
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 1.05 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 0.50 \pm 0.00 \mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi tayin limiti ($<0.5 \mu\text{g/L}$) altında tespit edilmiştir. Ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. Ortalama BPA düzeyi en yüksek oranda güneş ortamında tespit edilmiş, laboratuvar ve karanlık ortamdaki BPA düzeyleri arasındaki istatistiksel olarak önemli fark bulunmamıştır ($P < 0.01$). H kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.15’de ve şekil 4.11’de verilmiştir.

Çizelge 4.15 H kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^B	L ^A	K ^A	Ortalama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
2. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
3. hafta	0.56 \pm 0.01	<0.50	<0.50	0.52 \pm 0.03
4. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
5. hafta	0.60 \pm 0.02	<0.50	<0.50	0.54 \pm 0.02
6. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
7. hafta	1.05 \pm 0.01	0.50 \pm 0.00	<0.50	0.78 \pm 0.01

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.11 H kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.9 I kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi 0.50 – 3.15 \pm 0.03 $\mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi <0.5 – 2.78 \pm 0.03 $\mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi 0.53 – 2.94 \pm 0.06 $\mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Tüm markalar içinde en yüksek BPA düzeyi I kodlu numunede tespit edilmiştir. Ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. I kodlu numune için ortalama

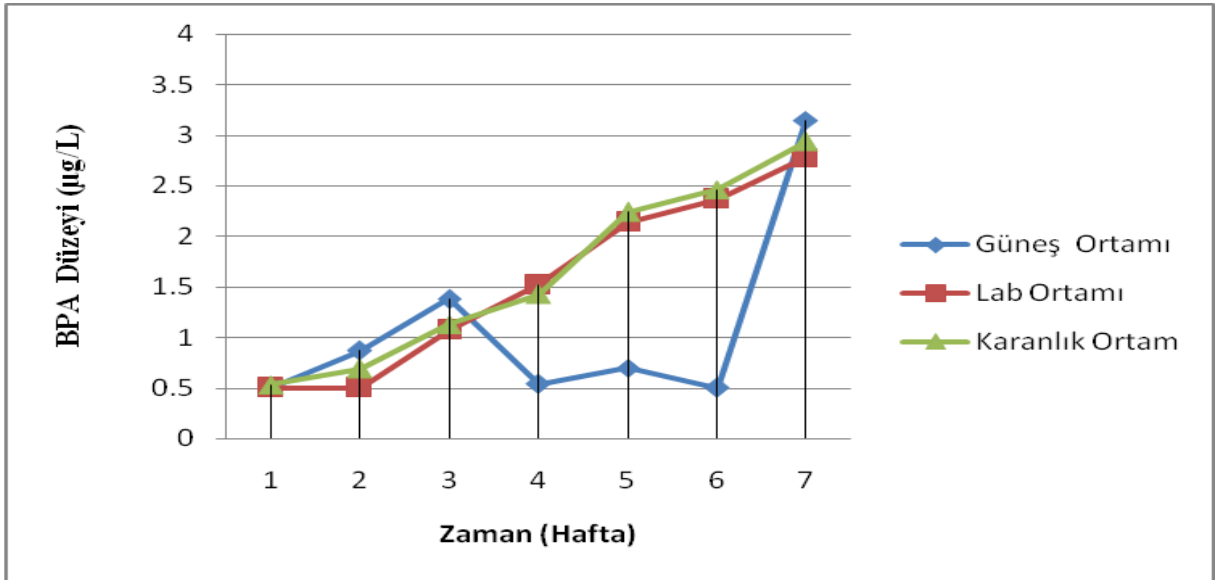
BPA düzeyi en yüksek oranda laboratuvar ve karanlık ortamlarda tespit edilmiş, güneş ortamında daha düşük oranda tespit edilmiştir. I kodlu numuneye ait BPA düzeyleri çizelge 4.16'da ve şekil 4.12'de verilmiştir

Çizelge 4.16 I kodlu Numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^B	K ^B	Ortalama
1. hafta	0.50 \pm 0.01	0.51 \pm 0.01	0.54 \pm 0.02	0.52 \pm 0.01
2. hafta	0.87 \pm 0.03	0.50 \pm 0.01	0.69 \pm 0.02	0.72 \pm 0.00
3. hafta	1.38 \pm 0.01	1.07 \pm 0.01	1.13 \pm 0.03	1.21 \pm 0.01
4. hafta	0.54 \pm 0.02	1.52 \pm 0.04	1.43 \pm 0.04	1.33 \pm 0.03
5. hafta	0.70 \pm 0.02	2.14 \pm 0.02	2.24 \pm 0.01	1.98 \pm 0.00
6. hafta	<0.50	2.37 \pm 0.01	2.46 \pm 0.04	2.23 \pm 0.02
7. hafta	3.15 \pm 0.03	2.78 \pm 0.03	2.94 \pm 0.06	2.96 \pm 0.04

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanlar arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.12 I kodlu numunede BPA düzeyi

4.2.5.10 K kodlu numunede BPA düzeyinin değişimi

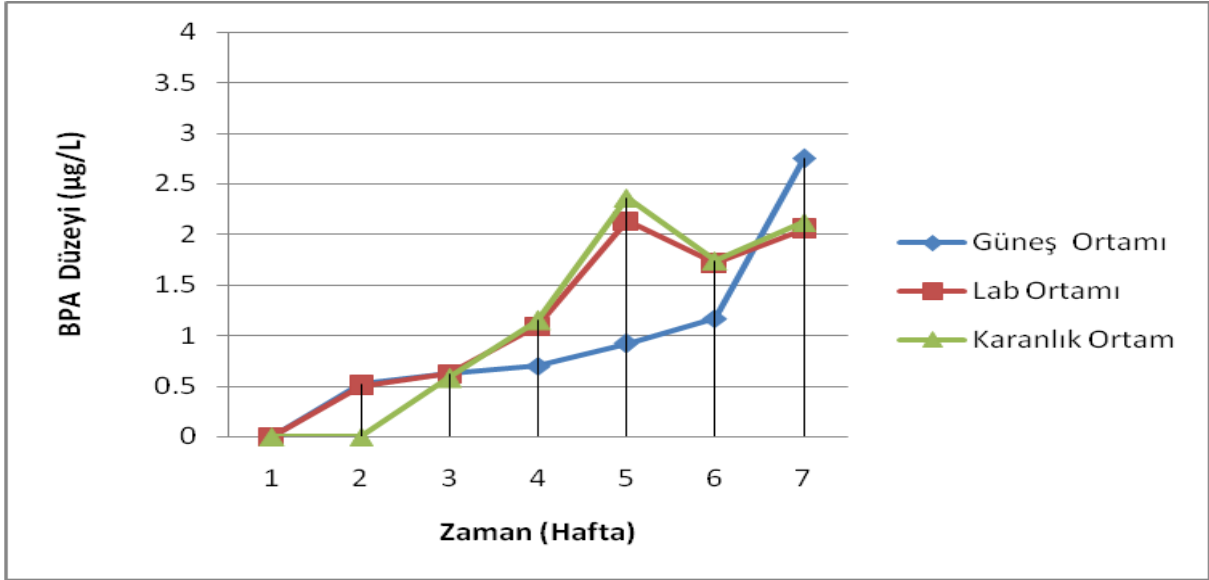
Güneş ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.75 \pm 0.02$ $\mu\text{g/L}$ aralığında, laboratuvar ortamında bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.05 \pm 0.05$ $\mu\text{g/L}$ aralığında, karanlık ortamda bekletilen numunede BPA düzeyi $<0.5 - 2.12 \pm 0.01$ $\mu\text{g/L}$ aralığında tespit edilmiştir. Ortalama BPA düzeyi zamana bağlı olarak artış göstermiştir. K kodlu numunede istatistiksel olarak en yksek BPA düzeyi karanlık ortamda tespit edilmiş, bunu laboratuvar ve güneş ortamları izlemiştir. K kodlu numuneye ait BPA düzeyleri izelge 4.17’de ve Şekil 4.13’de verilmiştir

Çizelge 4.17 K kodlu numunede BPA düzeyleri ($\mu\text{g/L}$)

Süre	G ^A	L ^{AB}	K ^B	Ortalama
1. hafta	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
2. hafta	0.50 ± 0.01	0.50 ± 0.00	0.50 ± 0.01	0.50 ± 0.00
3. hafta	0.62 ± 0.02	0.62 ± 0.01	0.58 ± 0.01	0.61 ± 0.00
4. hafta	0.70 ± 0.02	1.09 ± 0.02	1.15 ± 0.03	1.02 ± 0.02
5. hafta	0.92 ± 0.01	2.13 ± 0.04	2.36 ± 0.01	2.02 ± 0.02
6. hafta	1.17 ± 0.02	1.71 ± 0.03	1.74 ± 0.02	1.58 ± 0.00
7. hafta	2.75 ± 0.02	2.05 ± 0.05	2.12 ± 0.01	2.35 ± 0.01

G; güneş ortamı, L; laboratuvar, K; karanlık ortam

Veriler, ortalama değer \pm standart sapma olarak sunulmuştur. Aynı markaya ait örneklerin bekleme koşullarını (G, K, L) takip eden üstsel harf aynı olanların arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).



Şekil 4.13 K kodlu numunede BPA düzeyi

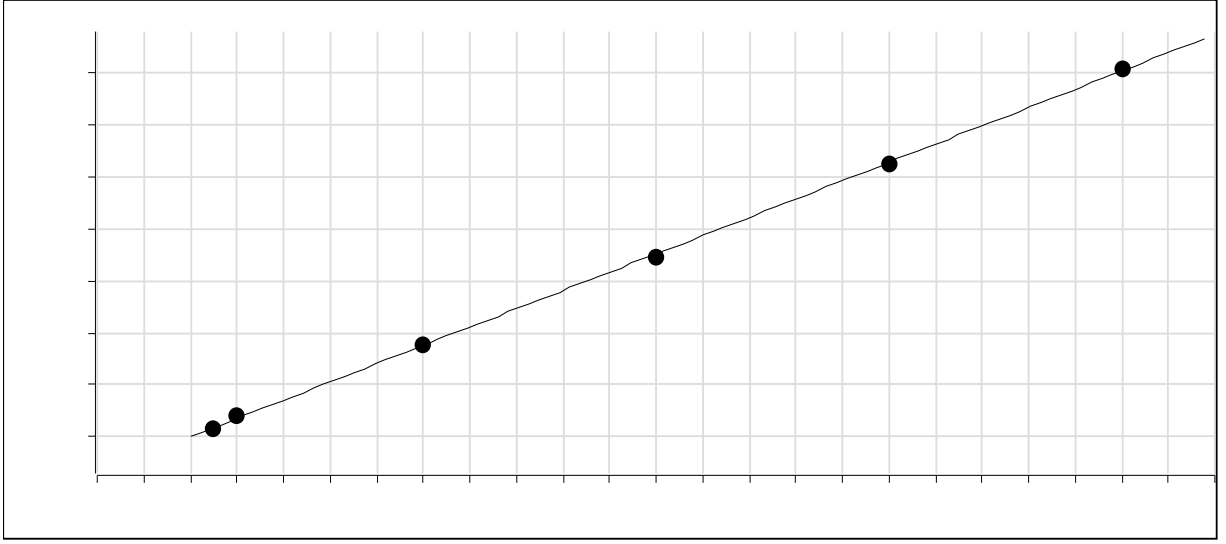
4.2.6 Biberonlarda BPA analizi

Ankara piyasasında satılan biberonlardan 5 markaya ait numuneler toplanıp BPA analizi yapılmıştır. Çalışılan numunelerin tümünde BPA düzeyi tayin limitleri altında tespit edilmiştir (Çizelge 4.18). Biberonlarda BPA analizi ile ilgili standart kalibrasyon kromatogramı şekil 4.14'te yer almaktadır.

Çizelge 4.18 Biberon numunelerinde BPA düzeyi

Marka Kodu	A	B	C	D	E
Analiz Sonucu (µg/L)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5

LOQ: 0.5 µg/L



Şekil 4.14 Biberon numunelerinde BPA kalibrasyonuna ait kromatogram

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Yaptığımız çalışmada damacanalarda tespit edilen en yüksek BPA düzeyi $3.15 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ olarak I kodlu numunede bulunmuştur (Çizelge 4.7). AB ve ülkemizde mevzuat gereği gıda ile temas eden madde ve malzemelerden geçebilecek maksimum BPA miktarı 0.6 mg/kg , günlük alınabilecek maksimum BPA miktarı ise 0.05 mg/kg vücut ağırlığı olarak belirlenmiştir (Erdem ve Acar 2012). Çalışmamızda elde edilen sonuçlara göre günde 2 L su içen yetişkin bir insanın alabileceği maksimum BPA miktarı $6.30 \mu\text{g}$ olarak hesaplanmaktadır. Buna benzer çalışma Li vd. (2010) tarafından yapılmış, elde edilen sonuçlara göre ambalajlı 21 su numunesinin 17'sinde BPA düzeyi $17.6\text{-}324 \text{ ng/L}$ olarak bulunmuş ve bu sonuçlara göre günde 2 L su içen bir yetişkinin alabileceği BPA miktarının 148 ng/gün olduğu hesaplanmıştır.

Çalışmamızda damacana suyu numuneleri güneş ortamı, laboratuvar ortamı ve karanlık ortam (oda sıcaklığı) olmak üzere üç farklı ortamda bekletilmiştir. Güneş ortamında bekletilen damacana suyu numunelerinde tespit edilen BPA düzeyleri; A kodlu numunede $<0.50 - 0.81 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, B kodlu numunede $<0.50 - 2.65 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$, C kodlu numunede $<0.50 - 1.25 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$, D kodlu numunede $<0.50 - 0.63 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, E kodlu numunede $<0.50 - 0.68 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, F kodlu numunede $<0.50 - 0.75 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, G kodlu numunede $<0.50 - 1.02 \pm 0.09 \mu\text{g/L}$, H kodlu numunede $<0.50 - 1.05 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, I kodlu numunede $<0.50 - 3.15 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, K kodlu numunede $<0.50 - 2.75 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$ aralığında bulunmuştur (Çizelge 4.7).

Laboratuvar ortamında bekletilen damacana suyu numunelerinde tespit edilen BPA düzeyleri; A kodlu numunede $<0.50 - 2.05 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$, B kodlu numunede $<0.50 - 2.09 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$, C kodlu numunede $<0.50 - 2.16 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$, D kodlu numunede $<0.50 - 2.68 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$, E kodlu numunede $<0.50 - 0.68 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$, F kodlu numunede $<0.50 - 0.62 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, G kodlu numunede $<0.50 - 0.83 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$, H kodlu numunede $<0.50 - 0.50 \pm 0.00 \mu\text{g/L}$, I kodlu numunede $<0.50 - 2.78 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$, K kodlu numunede $<0.50 - 2.13 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$ aralığında bulunmuştur (Çizelge 4.7).

Karanlık ortamda (oda sıcaklığı) bekletilen damacana suyu numunelerinde tespit edilen BPA düzeyleri; A kodlu numunede $<0.50 - 1.78 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$, B kodlu numunede $<0.50 - 2.03 \pm$

0.03 µg/L, C kodlu numunede $<0.50 - 2.24 \pm 0.03$ µg/L, D kodlu numunede $<0.50 - 2.70 \pm 0.01$ µg/L, E kodlu numunede $<0.50 - 0.75 \pm 0.04$ µg/L, F kodlu numunede $<0.50 - 0.84 \pm 0.02$ µg/L, G kodlu numunede $<0.50 - 0.90 \pm 0.05$ µg/L, H kodlu numunede <0.50 µg/L, I kodlu numunede $<0.50 - 2.94 \pm 0.06$ µg/L, K kodlu numunede $<0.50 - 2.36 \pm 0.01$ µg/L aralığında bulunmuştur (Çizelge 4.7).

Her üç ortamda (güneş, laboratuvar ve karanlık) bekletilen numunelerdeki ortalama BPA düzeyleri karşılaştırıldığında; B, G, H kodlu numunelerin güneş ortamında, A kodlu numunenin laboratuvar ortamında, E ve F kodlu numunelerin ise karanlık ortamda en yüksek düzeyde BPA içerdiği görülmektedir. C, D, I ve K kodlu numunelerin içerdiği ortalama BPA miktarı ise hem laboratuvar hem karanlık ortamda en yüksek düzeye sahip olup her iki ortam arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamaktadır ($P < 0.01$).

Elde ettiğimiz BPA düzeylerinin önceki literatür çalışmalarıyla uyumlu olduğu görülmektedir. Erdem ve Acar (2012) tarafından yapılan çalışmada 45 damacana suyu numunesi 60 gün süreyle bekletilmiş, süre sonunda tespit edilen BPA düzeyi 20 °C'de 0.001 mg/kg, 35 °C'de 0.003 mg/kg olarak bulunmuştur. Diana ve Dimitra (2011) tarafından yapılan çalışmaya göre damacandan alınan BPA miktarı günlük alınabilecek düzeyin oldukça altında ve % 0.12'den küçük dozlarda olduğu belirlenmiştir. Rykowska vd. (2005) tarafından damacana sularında yapılan çalışmada su numunelerine geçen BPA miktarı 0.38-0.61 µg/L oranında bulunmuştur. Cao ve Corriveau (2008) tarafından yapılan çalışmada ise polikarbonat kaptan suya geçen BPA düzeyi 1.7-4.1 µg/L olarak bulunmuştur. Chong vd. (2011) tarafından HPLC-Fluoresan dedektör ile yapılan çalışmada polikarbonat şişelerde BPA düzeyi $<6.0-9.1$ µg/L aralığında tespit edilmiştir. Cooper vd. (2011) tarafından yapılan çalışmada oda sıcaklığında polikarbonat şişeden suya geçen BPA düzeyi 0.2-0.3 mg/L olarak bulunmuştur.

Çalışmamızda güneş ortamında bekletilen bazı numunelerde yosunlaşma ve buna bağlı olarak kirlilik gözlenmiştir. B, C, D, E, F numunelerinde görülen yosunlaşma faaliyetinin 36 °C jerm sayısına bağlı olduğu düşünülmektedir. C, D, E, F kodlu numunelerde jerm sayısı >300 /mL, B kodlu numunede 4/mL, H kodlu numunede ise 75/mL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.2). Özellikle D kodlu numunede yosunlaşmaya bağlı kirlilik 4. haftadan itibaren başlamış,

çalışmanın bittiği 7. haftaya kadar sürmüştür. Kirlilik boyunca BPA düzeyi tayin limiti altında kalmış, son haftada ise BPA düzeyi 0.5 µg/L olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.11).

Mikrobiyolojik yönden kirli olan damacana suyu numunelerinde yosunlaşma gözlenirken, diğer ortamlarda bekletilen damacana numunelerinde herhangi bir yosunlaşma gözlenmemiştir. Yosunlaşma görülen B, C, D, E, F kodlu numunelerde 7. hafta sonundaki BPA düzeylerinin (B kodlu numune hariç), oda sıcaklığı ve karanlık ortamda bekletilen numunelerdeki düzeylere oranla daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). B kodlu numunenin bu duruma aykırı olmasında bu numunede 36 °C jerm sayısının sadece 4/mL olmasının etkisi olduğu düşünülmektedir. Mikrobiyolojik yönden en çok kirlilik gösteren D kodlu numunede, BPA düzeyinin tayin limitine yakın olması mikrobiyolojik faaliyetlerin BPA'yı olumsuz etkilemesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Mikrobiyolojik faaliyetlerin BPA düzeyine etkisi önceki çalışmalarla da uyum göstermektedir. Bakterilerle BPA arasındaki ilişki incelendiğinde bakterilerin BPA'yı degradasyona uğrattığı görülmektedir. Gram negatif bakteriler başta olmak üzere bazı bakterilerin BPA'nın bozunmasına neden olduğu belirtilmektedir (Sajiki ve Yonekubo 2003, Kang ve Kondo 2005). Kang ve Kondo (2002) tarafından 15 nehir suyu örneğinde yapılan çalışmada bakteri sayısının sıcaklıkla beraber BPA yıkımı üzerine etki ettiği belirlenmiştir. Gülnaz (2006) tarafından BPA'nın algal kültür ortamına ilave edilerek yapılan biyodegradasyon çalışmalarında, BPA'nın sıvıdaki konsantrasyonunun zamana bağlı olarak azaldığı belirtilmiştir. Azalma yüzdesi ilk 24 saatte % 12, 72. saate % 47 olarak tespit edilirken, 144. saatten sonra sıvıda BPA'nın belirlenemeyecek düzeye indiği belirlenmiştir.

Yaptığımız çalışmada ortalama BPA düzeylerinin zamana bağlı olarak artarak 7. haftada en yüksek seviyeye ulaştığı görülmüştür (C ve E kodlu numuneler hariç). Numunelerdeki ortalama en yüksek BPA düzeyleri; A kodlu numunede 1.73 ± 0.03 µg/L, B kodlu numunede 2.29 ± 0.05 µg/L, C kodlu numunede 2.03 ± 0.03 µg/L (5. hafta), D kodlu numunede 2.51 ± 0.02 µg/L, E kodlu numunede 0.66 ± 0.02 µg/L (3. hafta), F kodlu numunede 0.68 ± 0.02 µg/L, G kodlu numunede 0.92 ± 0.01 µg/L, H kodlu numunede 0.78 ± 0.01 µg/L, I kodlu numunede 2.96 ± 0.04 µg/L, K kodlu numunede 2.35 ± 0.01 µg/L olarak tespit edilmiştir.

(Çizelge 4.7). Benzer durum diğer çalışmalarda da görülmüştür. Diana ve Dimitra (2011) tarafından yapılan çalışmada polikarbonat malzemedan üretilmiş olan damacanada 0, 15 ve 30 gün aralıklarında BPA düzeyinin sürekli artış gösterdiği belirtilmiştir. Biles vd. (1997) tarafından yapılan çalışmada, 19 litrelik polikarbonat damacanalardan suya geçen BPA miktarının çok düşük seviyelerde olduğu tespit edilmiş (0.1-4.7 ng/l), ayrıca depolama süresiyle BPA migrasyonunda bir artış olduğu belirlenmiştir.

Yapılan çalışmalarda polikarbonat su şişelerinin güneş ışığı ve sıcaklık gibi olumsuz koşullarda bekletilmesiyle BPA konsantrasyonunun arttığı belirtilmektedir (Li vd. 2010). Elobeid vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada dış ortamda ve içeride bekletilen su numunelerinde BPA düzeyleri karşılaştırılmış, içeride bekletilen numunelerde ortalama 4.03 ng/L BPA bulunurken, dış ortamda bekletilen numunelerde ortalama 7.5 ng/L BPA bulunmuştur. Erdem ve Acar (2012) yaptıkları çalışmada 4 °C'de bekletilen damacana sularında herhangi bir migrasyon olmadığı, 20 °C'de 0.001 mg/kg, 35 °C'de 0.003 mg/kg düzeyinde BPA olduğunu belirtmişlerdir. Le vd. (2008) tarafından yapılan çalışmalarda polikarbonat kaplardan suya saatte 0.20-0.79 ng BPA geçtiği, kaba kaynar su (100 °C) konulması durumunda migrasyonun 55 kat arttığı belirtilmiştir. Buna karşın güneş ortamının BPA konsantrasyonunu azalttığıyla ilgili çalışmalar da yapılmıştır. Güneş ışığına maruz kalacak şekilde güneşte bekletilen suda BPA konsantrasyonunun azalarak başlangıçtaki konsantrasyonun % 80'ine indiği, 14 gün sonra ise başlangıç konsantrasyonunun yarısına indiği belirlenmiştir (Mezcua vd. 2006). Yaptığımız çalışmada güneş ortamında bekletilen numunelerin hemen hepsinde (E kodlu numune hariç) 1. haftaya oranla 7. hafta sonunda zamana bağlı olarak BPA düzeyinin arttığı gözlenmiştir (Çizelge 4.7).

Çalışmamızda tespit edilen BPA düzeylerinin genel olarak tayin limitine çok yakın değerler olup haftalık değişim gösterdiği ve doğrusal oranda artış göstermediği görülmüştür. Bunun nedeninin BPA'nın yarılanma süresiyle ilgili olduğu düşünülmektedir. BPA'nın su içerisindeki yarı ömrü 3-5 gün arasındadır ve bu süre sucul organizmaları etkilemek için yeterlidir (Kang ve Kondo 2002). Kang ve Kondo (2005) tarafından yapılan çalışmada aerobik koşullarda nehir suyu numuneleri 60 gün süreyle analiz edilmiş, BPA için yarılanma ömrü 25 °C'de 4

gün, 35 °C’de ise 3 gün olarak hesaplanmıştır. Nehir suyunda BPA düzeyinin yedinci günde, tayin limiti (0.5 µg/L) altına düştüğü belirlenmiştir.

Çalışmamızda, BPA migrasyonuna su özelliklerinin katkısı araştırılmıştır. Bu nedenle BPA analizi yapılan her numunede iletkenlik ve pH parametreleri de ölçülmüştür. Numunelerin pH parametresi yönünden incelenmesinde tespit edilen pH düzeyleri; A kodlu numune 7.34 ± 0.01 - 7.93 ± 0.01 , B kodlu numune 7.55 ± 0.01 - 9.41 ± 0.00 , C kodlu numune 7.48 ± 0.00 - 8.42 ± 0.01 , D kodlu numune 7.68 ± 0.00 - 9.15 ± 0.00 , E kodlu numune 8.89 ± 0.00 - 9.38 ± 0.00 , F kodlu numune 5.60 ± 0.00 - 8.87 ± 0.00 , G kodlu numune 6.33 ± 0.00 - 7.29 ± 0.01 , H kodlu numune 7.66 ± 0.00 - 8.13 ± 0.01 , I kodlu numune 7.67 ± 0.00 - 8.14 ± 0.00 , K kodlu numune 6.56 ± 0.01 - 7.89 ± 0.00 aralığında bulunmuştur (Çizelge 4.3). Güneş ortamında bekletilen B, C ve D kodlu numunelerde mikrobiyolojik faaliyetler sonucu oluşan yosunlaşmayla birlikte pH düzeylerinde bir miktar artış olmuş, mikrobiyolojik sonuçlarla değerlendirildiğinde pH artışının BPA düzeyine olumsuz yönde etki ettiği düşünülmüştür. B kodlu numunede 1, 5 ve 7. haftalarda ölçülen pH değerleri sırasıyla; 7.61 ± 0.01 , 9.41 ± 0.00 , 9.17 ± 0.00 , C kodlu numunede 1, 5 ve 7. haftalarda ölçülen pH değerleri; 7.65 ± 0.01 , 8.42 ± 0.00 , 8.18 ± 0.01 , D kodlu numunede 1, 5 ve 7. haftalarda ölçülen pH değerleri; 7.96 ± 0.01 , 9.15 ± 0.00 , 8.95 ± 0.01 olarak ölçülmüş (Çizelge 4.3), bu durum istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($P>0.01$). pH yükselişinin kapalı şişe sisteminde ortamdaki bikarbonatın algler tarafından karbondioksite indirgenmesinden kaynaklandığı belirtilmektedir (Gülnaz 2006). Suların pH derecesinin BPA ile ilişkisi önceki çalışmalarda da araştırılmıştır.

Yapılan çalışmalar, yüksek sıcaklık ve alkali ortamın yani yüksek pH düzeyinin polikarbonat plastiklerde degradasyona yol açtığını ve PC malzemelerden BPA migrasyonunda artışa neden olduğunu göstermektedir (Sajiki ve Yonekubo 2004, Brem ve Grob 2009). Ancak yaptığımız çalışmada 4. haftada yosunlaşma görülen B, C, D kodlu damacana örneklerinde pH düzeyindeki artışa rağmen BPA düzeyinde önemli artış olmamasının mikrobiyolojik faaliyetlerden kaynaklandığı düşünülmüştür.

Çalışılan numunelerde tespit edilen ortalama iletkenlik değerleri; A kodlu numune 125.9 ± 0.00 - 127.9 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, B kodlu numune 146.0 ± 0.00 - 156.6 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, C kodlu numune 116.0 ± 0.00 - 175.2 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, D kodlu numune 300 ± 0.00 - 409.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, E kodlu numune 483.0 ± 0.00 - 491.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, F kodlu numune 410.0 ± 0.00 - 524.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, G kodlu numune 85.4 ± 0.00 - 89.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, H kodlu numune 123.5 ± 0.00 - 128.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, I kodlu numune 171.5 ± 0.00 - 176.0 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$, K kodlu numune 15.4 ± 0.00 - 17.2 ± 0.00 $\mu\text{S/cm}$ (Çizelge 4.4), belirlenen bu düzeylerin mevzuatta belirtilen 2500 $\mu\text{S/cm}$ 'nin çok altında olduğu gözlenmiştir. Numunelerin ölçülen iletkenlik değerleri ile BPA düzeyleri arasında herhangi bir ilişki kurulamamıştır.

Sularda 1. hafta içerisinde anyon ve katyon analizleri yapılarak suların genel özellikleri ortaya konulmuş, bu özelliklerin BPA düzeyine etkisi araştırılmıştır. Çalışmada E kodlu numunede BPA düzeyi ile ilişkili olmasa da As, B ve F parametrelerinin mevzuat limitlerinin üzerinde olduğu, diğer numunelerdeki tüm anyon (Çizelge 4.6) ve katyon parametrelerinin (Çizelge 4.5) mevzuat limitleri içerisinde olduğu tespit edilmiştir.

Genellikle sertliği yüksek suların, polikarbonat malzemeyi degradasyona uğratarak BPA düzeyinin artmasına neden olduğu belirtilmektedir (Brem ve Grob 2009). Suya sertlik veren maddeler ise kalsiyum ve magnezyumdur (Şener 2006, Uzun 2006). Çalışmamızda tüm ortamlarda en yüksek BPA düzeyi I kodlu numunede 3.15 ± 0.03 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). I kodlu numunede kalsiyum (Ca) düzeyinin 28.1 ± 0.50 mg/L olarak diğer numunelere oranla yüksek bulunması (Çizelge 4.5) istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($P > 0.01$). Bu şekilde sert suların BPA migrasyonunu arttırdığıyla ilgili çalışmalar teyit edilmiştir. Çalışmamızda sularda belirlenen anyon düzeyleri ile BPA arasında önemli bir ilişki tespit edilmemiştir.

Sularda belirlenen BPA düzeylerine malzeme degradasyonu, su özellikleri, mikrobiyolojik faktörlerin yanında suya uygulanan ozonlama ve klorlama gibi işlemlerin de etkisi vardır. Bu işlemlerin genellikle BPA düzeyini olumsuz yönde etkilediği belirtilmektedir. BPA degradasyonu süresince ozon dozajı etkin rol oynamaktadır. Yapılan bir çalışmada başlangıçta 1 mg/L BPA konsantrasyonuna 1, 1.5 ve 2 mg/L ozon 30 dakika uygulanmış, süre sonunda %

70, % 82 ve % 90 oranında BPA uzaklaştırıldığı belirtilmiştir. BPA'nın düşük konsantrasyonlarda tamamen bozunmadığı, yüksek ozon dozajı ve çözünmüş ozonun BPA bozunmasına katkıda bulunabildiği belirtilmektedir (Bin vd. 2007). Damacana numunelerindeki BPA düzeylerine suya uygulanan ozonlama işlemlerinin de etki ettiği düşünülmektedir.

Ülkemizde 10 Haziran 2011 tarih ve 27960 (Anonim 2011) sayılı resmi gazetede yapılan değişiklik ile bebekler için kullanılan polikarbonat madde ve malzemelerin üretiminde BPA kullanımı yasaklanmıştır. Biberonlarda BPA olup olmadığıyla ilgili Ankara piyasasından rasgele toplanan 5 farklı markaya ait biberon örnekleri analize alınmış, analiz sonucunda hiçbir örnekte BPA düzeyi tayin limiti (0.5 µg/L) üzerinde çıkmamıştır (Çizelge 4.18). Dolayısıyla BPA düzeyi açısından çalışılan biberon örneklerinin mevzuat açısından uygun olduğu görülmüştür.

BPA'nın bebek ve çocuklarda çeşitli olumsuzluklara yol açacağı endişesiyle başta AB olmak üzere birçok ülkede biberonlarda BPA kullanımı yasaklanmıştır. Özellikle sıcaklık ve yıpranma ile birlikte BPA konsantrasyonunun arttığı gözlemlenmiştir. Nam vd. (2010) tarafından 40 °C ile 100 °C arasında değişen sıcaklıklarda suyun polikarbonat biberonlara konulması ile yapılan çalışmada yeni ürün biberonlarda 40 °C ve 95 °C de tespit edilen BPA düzeyi sırasıyla 0.03 ile 0.13 µg/L olarak bulunmuştur. 6 ay kullanılmış biberonlarda ise aynı sıcaklıklarda BPA sırasıyla 0.18 ile 18.47 µg/L olarak bulunmuştur. Çalışma sonuçlarına göre sıcaklık 80 °C üzerine çıktığında migrasyon hızla artmaktadır.

Biberonlarda BPA ile ilgili yapılan çalışmalara bakıldığında; Ehlert vd. (2008) tarafından yapılan çalışmada biberonlar su ile doldurularak 100 °C'ye ısıtılmış, bunun sonucunda suya geçen BPA miktarı <0.1- 1.7 µg/mL aralığında bulunmuştur. Simoneau vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada 28 poliamid biberon örneğinin 17'sinde 1-1005 µg/L (ortalama 106) oranında BPA tespit edilmiştir. Brede vd. (2003) tarafından yapılan çalışmada 12 adet polikarbonat biberon 100 °C sıcak su ile 1 saat bekletildikten sonra BPA düzeyi 0.23 µg/L olarak tespit edilirken, 51 kez bulaşık makinasında yıkandıktan sonra BPA düzeyi 8.4 µg/L, 169 kez makinada yıkandıktan sonra ise BPA düzeyi 6.7 µg/L olarak bulunmuştur.

Çalışmamızda da görüldüğü gibi biberonlarda BPA kullanımının yasaklanmasıyla biberonlarda BPA'nın yerini diğer maddelerin alacağı tahmin edilmektedir.

Sonuç olarak; çalışmamızda damacana suyu örneklerinde en yüksek BPA düzeyi 3.15 µg/L olarak bulunmuştur. Bu sonuçlara göre günde 2 L su içen yetişkin bir insanın alabileceği maksimum BPA miktarı 6.30 µg olarak hesaplanabilmektedir. BPA için günlük alınabilecek maksimum BPA'nın 50 µg/L vücut ağırlığı olduğu göz önüne alındığında ülkemiz koşullarında damacana sularından alınabilecek BPA düzeyinin herhangi bir sorun teşkil etmediği belirlenmiştir.

Çalışmada 5 farklı markaya ait bebek biberonu örneklerinde BPA analizi gerçekleştirilmiş, analiz sonucunda hiçbir örnekte BPA düzeyi tayin limiti (0.5 µg/L) üzerinde çıkmamıştır.

KAYNAKLAR

- Anonim. 1996. Su kalitesi-Elektriksel iletkenlik tayini. 04.04.1996 tarihinde yayımlanan TS 9748 EN 27888 numaralı standart.
- Anonim. 1999. Su kalitesi- pH Tayini. 13.04.1999 tarihinde yayımlanan TS 3263 ISO 10523 numaralı standart.
- Anonim. 2002. Su kalitesi- Kültürü yapılabilen mikroorganizmaların sayımı- Agar besiyerinde aşılama ile koloni sayımı, 05.02.2002 tarihinde yayımlanan TS EN ISO 6222 numaralı standart.
- Anonim. 2004. Su kalitesi - Escherichia coli ve koliform bakterilerin tespiti ve sayımı - Bölüm 1: Membranla süzme yöntemi, 26.04.2004 tarihinde yayımlanan TS EN ISO 9308-1 numaralı standart.
- Anonim. 2005. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik, 17.02.2005 tarih 25730 sayılı resmi gazetede yayımlanan yönetmelik. Ankara.
- Anonim. 2009. Su kalitesi-Pseudomonas aeruginosa tayini ve sayımı-Membranla filtrasyon metodu, 26.03.2009 tarihinde yayımlanan TS EN ISO 16266 numaralı standart.
- Anonim. 2011. Türk gıda kodeksi gıda maddeleri ile temasta bulunan plastik madde ve malzemeler tebliğinde değişiklik yapılması hakkında tebliğ (tebliğ no: 2011/29), 10 Haziran 2011 tarih ve 27960 sayılı resmi gazete.
- Anonim. 2012a. Kuzeydoğu Anadolu Kalkınma Ajansı. Ambalajlı içme suyu sektörü mevcut durum raporu. <http://www.kudaka.org.tr/Planlama.asp?ContentId=17> Erişim tarihi: 28.03.2013.
- Anonim. 2012b. Ambalajlı Su Üreticileri Derneği (SUDER). <http://www.suder.org.tr/sektor.html> Erişim Tarihi: 09.04.2013.
- Anonim. 2013. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelikte Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik, 07.03.2013 tarih ve 28580 sayılı resmi gazete, Ankara.
- Anonymous. 1994. J.T. Creed, C.A. Brockhoff, T.D. Martin EPA 200.8, Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma – mass spectrometry. - Method 200.8, Revision 5.4.
- Anonymous. 1998. Official Journal of the European Communities, Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998, on the quality of water intended for human consumption.
- Anonymous. 2010. Water quality - Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions - Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride,

nitrate, nitrite, phosphate and sulfate. 19.01.2010 tarihinde yayımlanan TS EN ISO 10304-1 numaralı standart.

- Anonymous. 2011a. European Union. Commission Regulation (EU) No. 10/2011 of 14 January 2011 on plastic materials and articles intended to come into contact with food. Off J Eur Union. L12:1–89.
- Anonymous. 2011b. European Union. Commission implementing Regulation (EU) No. 321/2011 of 1 April 2011 amending Regulation (EU) No. 10/2011 as regards the restriction of use of bisphenol A in plastic infant feeding bottles. Off J Eur Union. L87, 1–2.
- Arslan, Ö.Ç. 2005. Nonilfenol oktilfenol ve bisfenolün denizkestanesi (*Paracentrotus lividus*) embriyo gelişimi üzerine etkileri. Doktora tezi. Ege Üniversitesi, 199, İzmir.
- Bahadır, A. 2011. Ratlarda uzun dönem bisfenol A kullanımı üzerine alfa tokoferol ve alfa lipoik asit'in etkileri. Uzmanlık tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, 78, Samsun.
- Biles, J.E., McNeal, T.P., Begley, T.H. and Hollifield, H.C. 1997. Determination of bisphenol-A in reusable polycarbonate food-contact plastics and migration to food-simulating liquids. J Agric Food Chem, 45, 3541-3544.
- Bin, X., Naiyun G., Min R., Hong W. and Haihui W. 2007. Degradation of endocrine disruptor bisphenol A in drinking water by ozone oxidation. Front. Environ. Sci. Engin. China, 1(3), 350–356.
- Bingöl, M. 2007. Türkiye’de satışa sunulan alkolsüz içeceklerde bazı ağır metallerin miktarlarının saptanması. Yüksek lisans tezi. Gazi Üniversitesi. 73, Ankara.
- Brede, C., Fjeldal, P., Skjevrak, I. and Herikstad, H. 2003. Increased migration levels of bisphenol A from polycarbonate baby bottles after diswashing, boiling and brushing, conditions. Food Additives and Contaminants, 20(7), 684-689.
- Brem, B.S. and Grob, K. 2009. Release of bisphenol A from polycarbonate baby bottles: water hardness as the most relevant factor. Eur Food Res Technology, 228, 679-684.
- Cao, X.L. and Corriveau J. 2008. Determination of bisphenol A in water by isotope dilution headspace solid-phase microextraction and gas chromatography/mass spectrometry without derivatization. Journal of AOAC International, 91(3), 622-9.
- Carwile, J.L., Luu H.T., Bassett, L.S., Driscoll, D.A., Yuan, C., Chang, J.Y., Ye, X., Calafat, A.M. and Michels, K.B. 2009. use of polycarbonate bottles and urinary bisphenol A concentrations. Environ Health Perspect, 117(9), 1368-72.
- Chong, Y. W., Aung H. P. and Leong L.K. 2011. Determination of bisphenol A in polycarbonate drinking bottles, canned foods and environmental waters by high-

- performance liquid chromatography with fluorescence detection. UMTAS 2011. Empowering Science, Technology and Innovation Towards a Better Tomorrow, 156-160.
- Cobellis, L., Colacurci N., Trabucco E., Carpentiero C. and Grumetto L. 2009. Measurement of bisphenol A and bisphenol B levels in human blood sera from healthy and endometriotic women. *Biomedical Chromatography* 23(11), 1186–1190.
- Cooper, J.E., Kendig E.L. and Belcher S.M. 2011. Assessment of bisphenol A released from reusable plastic, aluminium and stainless steel water bottles. *Chemosphere*, 85(6), 943–947.
- Diana, A. and Dimitra V. 2011. Alkylphenols and phthalates in bottled waters. *Journal of Hazardous Materials*, 185, 281–286.
- Donohue, K.M., Miller R.L., Perzanowski M.S., Just A.C., Hoepner L.A., Arunajadai S., Canfield S., Resnick D., Calafat A.M., Perera F.P. and Whyatt R.M. 2013. Prenatal and postnatal bisphenol A exposure and asthma development among inner-city children. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 131(3), 736-742.
- Edgington, A.N. and Ritter L. 2009. Predicting plasma concentrations of bisphenol A in children younger than 2 years of age after typical feeding schedules, using a physiologically based toxicokinetic model. *Environ Health Perspect*, 117(4), 645–652.
- Ehlert, K.A., Beumer C.W.E. and Groot M.C.E. 2008. Migration of bisphenol A into water from polycarbonate baby bottles during microwave heating. *Food Additives and Contaminants*, 25(7), 904-910.
- Elobeid, M.A., Almarhoon Z.M., Virk P., Hassan Z.K., Omer S.A., ElAmin M., Daghestani M.H. and AlOlayan E.M. 2012. Bisphenol A detection in various brands of drinking bottled water in Riyadh, Saudi Arabia using gas chromatography/mass spectrometer. *Tropical Journal of Pharmaceutical Research*, 11(3), 455-459.
- Erdem, Y.K. and Acar F. 2012. Migration of bisphenol-A into the natural spring water packaged in polycarbonate carboys. *International Journal of Applied Science and Technology*, 2(1), 152-156.
- Fan, J., Guo H., Liu G. and Peng P. 2007. Simple and sensitive fluorimetric method for determination of environmental hormone bisphenol A based on its inhibitory effect on the redox reaction between peroxy radical and rhodamine. *6G, Analytica Chimica Acta* 585, 134–138.
- Ferrer, E., Santoni E., Vittori S., Font G., Mañes J. and Sagratini G. 2010. Simultaneous determination of bisphenol A, octylphenol, and nonylphenol by pressurised liquid extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry in powdered milk and infant formulas. *Food Chemistry*, 126(1), 360-367.

- Gülnaz, O. 2006. Bisfenol A'nın biyolojik parçalanması, biyokonsantrasyon faktörleri ve östrojenik aktivite düzeylerinin belirlenmesi. Doktora tezi. Çukurova Üniversitesi, 117, Adana.
- Hadjmohammadi, M.R. and Saeidi I. 2010. Determination of bisphenol A in Iranian packaged milk by solid-phase extraction and HPLC. *Monatsh Chem*, 141, 501–506.
- He, Y., Miao M., Herrinton L.J., Wu C., Yuan W., Zhou Z. And Li D.K. 2009. Bisphenol A levels in blood and urine in a Chinese population and the personal factors affecting the levels. *Environmental Research* 109(5), 629–633.
- Huang, Y.Q., Wong C.K.C., Zheng J.S., Bouwman H., Barra R., Wahlström B., Neretin L. and Wong M.H. 2011. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environment International*, 42, 91–99.
- Ikezuki, Y., Tsutsumi O., Takai Y., Kamei Y. and Taketani Y. 2002. Determination of bisphenol A concentrations in human biological fluids reveals significant early prenatal exposure. *Human Reproduction*, 17(11), 2839–2841.
- Inoue, K., Wada M., Higuchi T., Oshio S., Umeda T., Yoshimura Y. and Nakazawa H. 2002. Application of liquid chromatography–mass spectrometry to the quantification of bisphenol A in human semen. *Journal of Chromatography B*, 773, 97–102.
- Itoh, H., Iwasaki M., Hanaoka T., Sasaki H., Tanaka T. and Tsugane S. 2007. Urinary bisphenol-A concentration in infertile Japanese Women and its association with endometriosis: A cross-sectional study. *Environmental Health and Preventive Medicine* 12, 258–264.
- Lang, I.A., Galloway T.S., Alan Scarlett A., Henley W.E., Depledge M., Wallace R.B. and Melzer D. 2008. Association of urinary bisphenol-A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *JAMA*. 300(11), 1303-1310.
- Kang, J.H. and Kondo F. 2002. Effects of bacterial counts and temperature on the biodegradation of bisphenol-A in river water. *Chemosphere* 49, 493–498.
- Kang, J.H. and Kondo F. 2005. Bisphenol-A degradation in seawater is different from that in river water. *Chemosphere* 60, 1288–1292.
- Kang, J.H., Kondo, F. and Katayama, Y. 2006. Human exposure to bisphenol A. *Toxicology*, 226, 79–89.
- Karagülle, M.Z. 2004. Güvenli su, doğal kaynak suyu, mineralli su. *Ankem Dergisi*, 18(2), 21-25.
- Kawaguchi, M., Inoue K., Yoshimura M., Sakui N., Okanouchi N., Ito R., Yoshimura Y. and Nakazawa H. 2004. Trace analysis of phenolic xenoestrogens in water samples by

stir bar sorptive extraction with in situ derivatization and thermal desorption–gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1041, 19–26.

- Kawaguchi, M., Ito R., Endo N., Okanouchi N., Sakui N., Saito K. and Nakazawa H. 2006. Liquid phase microextraction with in situ derivatization for measurement of bisphenol-A in river water sample by gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1110, 1–5.
- Kawamura, Y., Koyama, Y., Takeda, Y. and Yamada, T. 1998. Migration of bisphenol-A from polycarbonate products. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan*, 39, 206- 212.
- Kızıllırmak, Ö. 1999. Plastik ambalaj-gıda arasındaki migrasyon olayının mekanizması ve etkileyen faktörler-1. *Plastik-Ambalaj Teknolojisi*, 38, 60-63.
- Le, H.H., Carlson, E.M., Chua, J.P. and Belcher, S.M. 2008. Bisphenol A is released from polycarbonate drinking bottles and mimics the neurotoxic actions of estrogen in developing cerebellar neurons. *Toxicology Letters*, 176, 149-156.
- Lee, Y.J., Ryu, H.Y., Kim, H.-K., Min, C.S., Lee, J.H., Kim, E., Nam, B.H., Park, J.H., Jung, J.Y., Jang, D.D., Park, E.Y., Lee, K.H., Ma, J.Y., Won, H.S., Im, M.W., Leem, J.H., Hong, Y.C. and Yoon, H.S. 2008. Maternal and fetal exposure to bisphenol-A in Korea. *Reproductive Toxicology*, 25 (4), 413- 419.
- Li X., Ying G.G., Su H.C., Yang X.B., Wang L. 2010. Simultaneous determination and assessment of 4-nonylphenol, bisphenol A and triclosan in tap water, bottled water and baby bottles. *Environment International* 36, 557–562.
- Maia, J., Cruz, J.M., Sendon, R., Bustos, J., Sanchez, J.J. and Paseiro, P. 2009. Effect of detergents in the release of bisphenol A from polycarbonate baby bottles. *Food Research International*, 42(10), 1410-1414.
- Maia, J., Cruz, J.M., Sendón, R., Bustos, J., Cirugeda, M.E., Sanchez, J.J. and Paseiro, P. 2010. Effect of amines in the release of bisphenol A from polycarbonate baby bottles. *Food Research International*, 43(5), 1283-1288.
- Maggioni, S., Balaguer P., Chiozzotto C. and Benfenati E. 2012. Screening of endocrine-disrupting phenols, herbicides, steroid estrogens, and estrogenicity in drinking water from the waterworks of 35 Italian cities and from PET- bottled mineral water. *Environ Sci Pollut Res Int.* 20(3), 1649-1660.
- Maragou, N.C., Lampi E.N., Thomaidis N.S. and Koupparis M.A. 2006. Determination of bisphenol A in milk by solid phase extraction and liquid chromatography–mass spectrometry, *Journal of Chromatography A*, 1129, 165–173.
- Maragou, N.C., Marki, A., Lampi, E.N., Thomaidis, N.S. and Koupparis, M.A. 2008. Migration of bisphenol A from polycarbonate baby bottles under real use conditions. *Food Additives and Contaminants*, 25(3), 373-383.

- Matsumoto, A., Kunugita N., Kitagawa K., Isse T., Oyama T., Foureman G.L. and Morita M., Kawamoto T. 2002. Bisphenol A levels in human urine. *Environmental Health Perspectives*, 111(1), 101-104.
- Mezcua, M., Ferrer I., Hernando M.D. and Fernández-Alba A.R. 2006. Photolysis and photocatalysis of bisphenol A: Identification of degradation products by liquid chromatography with electrospray ionization/time-offlight/mass spectrometry (LC/ESI/ToF/MS). *Food Additives and Contaminants*, 23(11),1242-1251.
- Miyakoda, H., Tabata M., Onodera S. and Takeda K. 1999. Passage of Bisphenol A into the fetus of pregnant rat. *Journal of Health Science*. 45(6), 318-323.
- Miyakoda, H., Tabata M., Onodera S. and Takeda K. 2000. Comparison of conjugative activity, conversion of bisphenol A to bisphenol A glucuronide, in fetal and mature male rat. *Journal of Health Science*, 46(4), 269-274.
- Morales, T.V., Ferrera Z.S. and Rodríguez J.J.S. 2010. Determination of alkylphenol polyethoxylates, bisphenol-A, 17 α -ethynylestradiol and 17 β -estradiol and its metabolites in sewage samples by SPE and LC/MS/MS. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 701–711.
- Mozaz, S.R., Alda M.J.L. and Barcelo D. 2004. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction–liquid chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1045, 85–92.
- Nam, S.H., Seo Y.M. and Kim M.G. 2010. Bisphenol A migration from polycarbonate baby bottle with repeated use. *Chemosphere* 79, 949–952.
- Napier, G.L. and Kodner C.M. 2008. Health risks and benefits of bottled water, primary care. *Clinics in Office Practice*, 35(4), 789-802.
- Olmo, D.M., Casado A.G., Navas N.A. and Vilchez J.L. 1997. Determination of bisphenol A (BPA) in water by gas chromatography-mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, 346, 87-92.
- Poustkova, I., Dobias J., Steiner I., Poustka J. and Voldrich M. 2004. Stability of bisphenol A diglycidyl ether and bisphenol F diglycidyl ether in water-based food simulants. *Eur Food Res Technol*, 219, 534–539.
- Robertson, G.L. 2006. Modified atmosphere packaging in “Food Packaging: Principles and Practice”, ed.by G.L. Robertson. Boca Raton, FL : Taylor and Francis, pp. 313- 329.
- Rykowska, I., Szymański A. and Wasiak W. 2005. Determination of bisphenol-A in drinking water using new spe sorbents with chemically bonded ketoimine groups, *Pol. J. Food Nutr. Sci.*, 14/55(3), 237–241.

- Sajiki, J. and Yonekubo J. 2003. Leaching of bisphenol A (BPA) to seawater from polycarbonate plastic and its degradation by reactive oxygen species. *Chemosphere* 51, 55-62.
- Sajiki, J. and Yonekubo J. 2004. Leaching of bisphenol A (BPA) from polycarbonate plastic to water containing amino acids and its degradation by radical oxygen species. *Chemosphere*, 55(6), 861-7.
- Sambe, H., Hoshina K., Hosoya K. and Haginaka J. 2006. Simultaneous determination of bisphenol A and its halogenated derivatives in river water by combination of isotope imprinting and liquid chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1134, 16-23.
- Simoneau, C., Eede L.V. and Valzacchi S. 2012. Identification and quantification of the migration of chemicals from plastic baby bottles used as substitutes for polycarbonate. *Food Additives and Contaminants, iFirst*, 1-12.
- Şakar, D. 2007. Bisfenol A'nın tereftalik ve izoftalik asit kopoliesteleri ile poli(2,6-dimetil-1,4-fenilen oksit)'in ve karışımlarının çeşitli yöntemlerle incelenmesi. Doktora Tezi. Yıldız Teknik Üniversitesi, 223, İstanbul.
- Şener, M. 2006. İçme sularında kalsiyum ve magnezyumun spektrofotometrik metotla simultane tayini ve yapay sınır ağları ile kemometrik analizi. Yüksek lisans tezi. Süleyman Demirel Üniversitesi, 40, Isparta.
- Şişe, Ş. 2011. Anne sütünde nonilfenol ve bisfenol A düzeylerinin belirlenmesi. Doktora tezi. Afyonkarahisar Üniversitesi, 93, Afyonkarahisar.
- Takeuchi, T. and Tsutsumi O. 2002. Serum bisphenol A concentrations showed gender differences, possibly linked to androgen levels. *Biochem Biophys Res Commun.* 291(1),76-78.
- Tsai, W.T. 2006. Human health risk on environmental exposure to bisphenol-A: a review. *J. Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol, Rev.* 24(2), 225–255.
- Uzun, H. 2006. Trabzon ili akarsularının su kalite düzeylerinin araştırılması. Yüksek lisans tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, 151, Trabzon.
- Yalçın, B. 2008. Membran prosesleri kullanılarak sulardan bor uzaklaştırılması. Yüksek lisans tezi. Selçuk Üniversitesi, 82, Konya.
- Yamano, Y., Miyakawa S., Iizumi K., Itoh H., Iwasaki M., Tsugane S., Kagawa J. and Nakadate T. 2008. Long-term study of urinary bisphenol A in elementary school children. *Environ Health Prev Med*, 13, 332–337.
- Ye, X., Kuklennyik Z., Needham L.L. and Calafat A.M. 2005. Quantification of urinary conjugates of bisphenol A, 2,5-dichlorophenol, and 2-hydroxy-4-methoxybenzophenone in humans by online solid phase extraction–high performance

- liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem*, 383, 638–644.
- Yıldız, N. 2009. Çevresel östrojenlerden bisfenol A ve oktilfenolün erkek sıçanlarda subkronik etkileri. Yüksek lisans tezi. Hacettepe Üniversitesi, 119, Ankara.
- Yi, B., Kim C. and Yang M. 2010. Biological monitoring of bisphenol A with HPLC/FLD and LC/MS/MS assays. *Journal of Chromatography B*, 878, 2606–2610.
- Yoshida, H., Harada H., Nohta H. and Yamaguchi M. 2003. Liquid chromatographic determination of bisphenols based on intramolecular excimer-forming fluorescence derivatization. *Analytica Chimica Acta* 488, 211–221.
- Wang, X., Zeng H., Zhao L. and Lin J.M. 2006. Selective determination of bisphenol A (BPA) in water by a reversible fluorescence sensor using pyrene/dimethyl β -cyclodextrin complex. *Analytica Chimica Acta* 556, 313–318.
- Watabe, Y., Hosoya K., Tanaka N., Kondo T., Morita M. and Kubo T. 2005. LC/MS determination of bisphenol A in river water using a surface-modified molecularly-imprinted polymer as an on-line pretreatment device. *Anal Bioanal Chem*, 381, 1193–1198.
- Wozniak, A.L., Bulayeva, N.N. and Watson, C.S. 2005. Xenoestrogens at picomolar to nanomolar concentrations trigger membrane estrogen receptor- α mediated Ca^{++} fluxes and prolactin release in GH3/B6 pituitary tumor cells. *Environ Health Perspect*, 113, 431–439.
- Xu, Z., Ding L., Long Y., Xu L.G., Wang L. and Xu C. 2011. Preparation and evaluation of superparamagnetic surface molecularly imprinted polymer nanoparticles for selective extraction of bisphenol A in packed food. *Anal. Methods*, 3, 1737-1744.
- Zhao, W., Sheng N., Zhu R., Wei F., Cai Z., Zhai M., Du S. and Hu Q. 2010. Preparation of dummy template imprinted polymers at surface of silica microparticles for the selective extraction of trace bisphenol A from water samples. *Journal of Hazardous Materials* 179, 223–229.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Mehmet BİNGÖL
Doğum Yeri : Bingöl
Doğum Tarihi : 22.03.1973
Medeni Hali : Evli
Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Solhan Lisesi (1990)
Lisans : İnönü Üniversitesi Gıda Mühendisliği Bölümü (1994)
Yüksek Lisans : Gazi Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Besin Analizleri Anabilim Dalı (2004-2007)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl

Bingöl Milli Eğitim Müdürlüğü-Sınıf Öğretmeni (1996-1998)

Bingöl Sağlık Müdürlüğü- Mühendis (1998-2003)

Sağlık Bakanlığı Refik Saydam Hıfzıssıhha Merkezi Başkanlığı Gıda Güvenliği ve Beslenme Araştırma Müdürlüğü- Mühendis (2003- 2012)

Sağlık Bakanlığı Türkiye Halk Sağlığı Kurumu Tüketici Güvenliği Laboratuvarları Daire Başkanlığı- Mühendis 2012-

Yayımları:

A. Makaleler (SCI)

- 1. Bingöl M., Yentür G., Er B., Öktem A.B.** 2010. Determination of some heavy metal levels in soft drinks Turkey using ICP/OES method. Czech Journal of Food Sciences, 28(3), 213-216.

B. Hakemli Dergiler

1. **Bingöl M.**, Yentür G. 2006. Süt ve süt ürünlerinde Aflatoksin M₁ (AFM₁) Gıda Mühendisliği Dergisi, 21, 21-27.
2. Kaynar P., Canbolat M., **Bingöl M.**, Polat A. 2007. Enteral beslenme ürünlerindeki vitamin B₂ miktarının HPLC ile belirlenmesi. Turk Hij Den Biyol Derg. 64 (3), 5-9.

C. Ulusal Kongre Sunum

1. **Bingöl M.**, Yentür G., Er B. 2009. Türkiye’de satışı sunulan alkolsüz içeceklerde bazı ağır metallerin miktarlarının araştırılması, 6. Gıda Mühendisliği Kongresi, 6-8 Kasım, Antalya.
2. **Bingöl M.**, Danışmaz F., Atbaş S., Cesaretli Y., Irmak H. 2013. Arsenik analizinde ICP-MS ile GFAAS’ın karşılaştırılması. 4. Gıda Güvenliği Kongresi, 14-15 Mayıs, İstanbul.

D. Uluslararası Kongre Sunum

1. Kaynar P., Canbolat M., **Bingöl M.**, Özeroğlu EJ., Subaşı SA. 2009. Quantitative determination of vitamin B₆ (pyridoxine) in liquid enteral nutrition products by microbiological assay method. 3rd International Congress on Food and Nutrition, 22-25 April, Antalya-TURKEY.