

Terkedilmiş Balya (BALIKESİR) Pb-Zn Maden Atıklarının Ağır Metal ve Doğal Radyoaktivite İçeriği ve Çevre Kalitesi Açısından Değerlendirilmesi

Celalettin Simşek¹, Orhan Gündüz², Alper Elçi²

¹Dokuz Eylül Üniversitesi, Torbalı Meslek Yüksekokulu, Torbalı/İzmir

celalettin@deu.edu.tr

²Dokuz Eylül Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Buca/İzmir

orhan.gunduz@deu.edu.tr, alper.elci@deu.edu.tr

Anahtar Kelimeler

Balya Pb-Zn maden atıkları, ağır metal, radyoaktivite, su kalitesi, Balıkesir

Özet

Balya (Balıkesir) kurşun ve çinko maden sahası 1940 yılına kadar işletilmiş ve daha sonra terk edilmiş bir maden sahasıdır. Önemli oranda maden atığı ve flotasyon ürünü malzeme Sarısu deresi yanında ve Sarısu deresini besleyen yan derelerin taşkın yataklarında hiçbir önlem alınmadan depolanmıştır. Maden atıklarından kaynaklanan asidik maden drenajının (AMD) gerek Sarısu deresine aktığı gerekse de çevrede küçük göletçikler halinde biriktiği tespit edilmiştir. Maden atıkları, dere sedimanları ve ana kayadan alınan örnekler üzerinde yapılan ağır metal ve radyoaktif element analizlerinde, önemli oranda sülfür bileşikleri belirlenmiştir. Bunun yanı sıra, maden atığında ortalama 2 mg/kg As, 9 mg/kg Pb ve 651 mg/kg Cu, radyoaktif element analizlerinde ortalama 23 Bq/kg 226Ra, 23 Bq/kg 232Th ve 850 Bq/kg 40K ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar ışığında, maden atıklarında radyoaktif element derişimleri açısından normal değerler içinde olduğu, ancak çevre ve su kalitesine zarar verecek oranda arsenik, bakır ve kurşun içerdiği tespit edilmiştir. Sahada, yüksek oranda arsenik ve diğer metal içeren asidik maden drenajı yüzeysel sulara karışmakta ve kirlenmelerine neden olmaktadır. Maden atıklarının evsel ve sanayi atıkları ile karşılaştırıldığında oldukça yüksek kirlenici derişimine sahip olduğu göz önüne alındığında, bunların diğer tehlikeli atıklar gibi depolanarak, özellikle asidik maden drenajının çevreye salınımının önüne geçilmesi gerekmektedir.

Assessment of Environmental Quality Effects of Heavy Metal and Natural Radioactivity from Abandoned Balya (BALIKESİR) Pb-Zn Mine Waste

Keywords

Balya Pb-Zn Mine waste, heavy metal, radioactivity, water quality, Balıkesir

Abstract

The Pb-Zn mine in Balya (Balıkesir) was operated until 1940s and was abandoned since then. Significant amounts of mine waste and material from flotation ponds were dumped in and around the floodplain of Sarısu creek and its tributaries without implementing any protection measures. It is revealed by recent field studies that acid mine drainage (AMD) originating from these wastes reach to Sarısu creek and accumulate in a number of

some small-sized ponds along the creek bed. Several samples were taken from mine wastes, creek sediments and local base rock to determine their heavy metal contents and radioactivity levels. Test results showed that sulfur compounds were dominant in all samples. In addition, about 2 mg/kg As, 9 mg/kg Pb, 651 mg/kg Cu, 23 Bq/kg ²²⁶Ra, 23 Bq/kg ²³²Th and 850 Bq/kg ⁴⁰K were measured in mine wastes. Based on these results, it was determined that the radioactivity level in mine waste disposal site and its vicinity was within normal range but certain heavy metals such as arsenic, lead and copper were determined to be high and considered to be harmful for water quality. The mining wastes contained elevated contaminant concentrations compared to typical domestic and industrial waste. Therefore, it is believed that the mining wastes of Balya Pb-Zn mine should be stored like other hazardous wastes in order to minimize their harmful effects, particularly acidic mine drainage.

1. Giriş

Maden atıkları, sanayi atıkları kadar tehlikeli olmalarına karşın depolanma tekniği açısından diğer atıklar gibi muhafaza edilmemekte ve genellikle çevreye gelişi güzel bırakılmaktadır. Çevresel etkileri arasında en önemlileri toprak ve su kaynaklarının kirlenmesidir [1, 2, 3, 4]. Maden sahalarından veya üretim pasasından kaynaklanan asidik maden drenajı (AMD) su kaynaklarına karışmakta ve gerek asidik yapısı ve gerekse içerdiği yüksek element derişimleri ile ciddi bir kirlenme riski yaratmaktadır [5]. Buna ek olarak, madencilik faaliyetinin yapıldığı alanda doğal peyzajın bozulması, pasa yığınlarının gelişi güzel depolanması ve bunlara bağlı diğer etkiler de çevreyi olumsuz etkilemektedir. Bu faaliyetlerin doğrudan veya dolaylı etkilerinin giderilmesi, çevresel koruma tedbirleri, idari ve hukuksal yaptırım ve mali yatırım gerektirmektedir. Terk edilmiş maden sahaları Türkiye'nin değişik kesimlerinde oldukça yaygındır. Bu maden sahalarından kaynaklanan asidik maden sularının yarattığı çevresel etkiler birçok araştırmacının ele aldığı konular arasındadır [6, 7, 8]. Hiç bir koruyucu önlem alınmadığı takdirde, cevherdeki veya maden atıklarındaki sülfür mineralleri su ile yıkanarak çevreye yayılmakta ve fiziksel ve kimyasal olarak çevreyi kirletmektedir. Maden atıklarında gözlenen diğer bir kirletici grubu ise doğada farklı oranlarda bulunan radyoaktif elementlerdir. Bu doğal radyoaktif maddelere yüksek düzeylerde maruz kalınması durumunda insan sağlığı olumsuz etkilenebilmektedir [9,10]. Bu nedenlerden dolayı, terk edilmiş maden sahalarının çevresel etkilerinin tam olarak ortaya konulması için, jeokimyasal ve radyoaktivite yönünden birlikte değerlendirilmesi önem taşımaktadır.

Türkiye'nin kuzey batı kesimleri, tektonik ve jeolojik yapısı ile önemli maden sahalarının bulunduğu

alanlarımızdan biridir [11]. Bu maden sahalarından biri de Balıkesir ili sınırları içerisinde bulunan Balya Pb-Zn madeni olup antik dönemlerden beri işletildiği bilinmektedir. 1839 yılından sonra Fransızlar tarafından işletilen maden 1940 yılında terk edilmiştir. 2005 yılında maden yeniden işletilmeye karar verilmiş ve ön hazırlık çalışmalarına başlanmıştır. Bölgede yapılan çalışmalara göre maden sahası ve çevresinde yaklaşık olarak 2.000.000 ton maden atığının yer aldığı belirtilmektedir [6]. Bu atıklar Sarısu deresinin kıyısında iki ayrı noktada kütleli olarak, farklı kesimlerde ise küçük öbekler halinde durmaktadır. Bu iki atık sahası dere yatağında yer almakta olup, dere suyu ile sürekli temas halinde bulunmaktadır. Dere ile olan etkileşimi sonucu önemli oranda kirleticinin taşınarak Manyas Gölü gibi su kaynaklarına zarar verdiği belirtilmektedir [6]. Bölgede metal kirliliği açısından bazı çalışmalar yapılmış olmasına rağmen, radyoaktivite içeriği araştırılmamıştır. Bu kapsamda, Türkiye'nin en büyük ve en eski maden sahalarından biri olan Balya (Balıkesir) kurşun - çinko sahasındaki maden atıkları çevre jeolojisi açısından ele alınmıştır. Bu çerçevede, atıkların jeokimyasal özellikleri, doğal radyoaktivite düzeyi ve çevresel etkileri araştırılmış; bunlara ek olarak atıkların depolama tekniğine ilişkin alınması gereken tedbirler değerlendirilmiştir.

2. Çalışma Alanının Genel Özellikleri

Çalışma alanı Ege Bölgesi'nde Balıkesir İli Balya İlçesi sınırları içerisinde yer almaktadır (Şekil 1). Arazi dik yamaçlı derin vadilerle ayrılmıştır. En yüksek tepesi doğudaki Akçal Dağları üzerinde bulunan Akçal Dedesi Tepesi'dir. Kocaçay Nehri ilçenin en önemli akarsuyu olup maden sahasının da yakınından geçerek Manyas Gölü'ne dökülmektedir. Çalışma alanında tipik iç Ege Bölgesi iklimi hâkimdir. Yazları kurak ve sıcak, kışları sert ve yağışlı geçer; yağışlar kış aylarında kar ve yağmur seklindedir.

Balya ilçesi ekonomisi tarım ve hayvancılığa dayalıdır. Bununla birlikte tarihin ilk dönemlerinden bu yana, çinko ve kurşun başta olmak üzere, manganez ve linyit gibi madenlerin işletildiği ve bu nedenlerden dolayı Balya'nın sürekli bir yerleşim yeri olarak kullanıldığı bilinmektedir. Madencilik faaliyetlerinin bitmesinden sonra nüfus azalmış olup 2008 yılı nüfusu 2000 civarındadır.

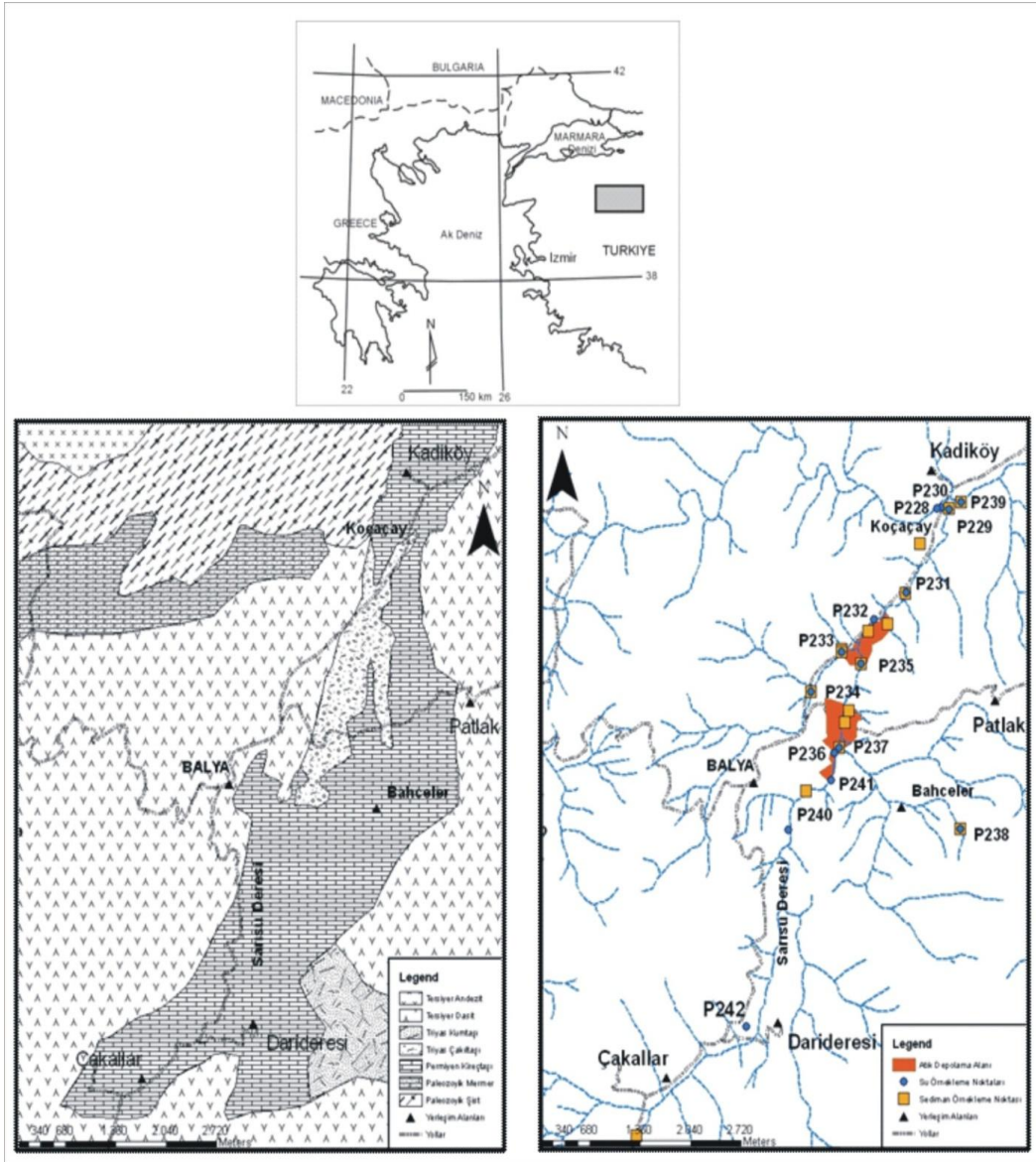
Çalışma alanında yapılan jeolojik çalışmalarda temelde Permiyen yaşlı allokton kireçtaşları bulunduğu belirlenmiştir [12]. Temel kayası üzerine uyumsuzlukla Triyas yaşlı kilit, kumtaşı, kireçtaşı ve çakıl taşlarından oluşan seri gelmektedir. Bahsedilen birimleri Senezoyik yaşlı volkanik birimler keserek üstlenmektedir [13]. Sahanın büyük bir bölümünde gözlenen volkanik birimler, dasit, riyodasit, riyolit ve andezit olarak ayırt edilmiştir. Volkanizmanın KD-GB yönlü faylanmalar neticesinde oluştuğu belirtilmektedir [12]. Çalışma alanını da içeren ve geniş bir alanda yürütülen diğer bir çalışmada da, çevreleşme yönü olarak KD-GB belirtilmiştir [11]. Dasitler fazla alterasyona uğramış olup renkleri genellikle kahverengi ve kızılımsı kahverengidir. Balya madeninin oluşmasında büyük rol oynadığı düşünülen mağmatizmanın asidik kaya özelliğinde olduğu ve çevreleşmenin ise damar tipi, saçılmış ve dokanak tipi olmak üzere üç farklı oluşum tipinden meydana geldiği belirtilmektedir [13].

Balya ve çevresinde yer alan allokton kireçtaşları karstik akifer özelliğindedir. Bu kireçtaşlarının dokanaklarından debisi 1,5-2,0 L/sn debili kaynaklar çıkmaktadır. Bu kaynaklardan toplanan yeraltı suları ilçenin içme suyunu temin etmektedir. Çalışma alanında yaygın olan dasit birimi ise düşük geçirimli bir yapıya sahip olduğu için akifer özelliği taşımamaktadır. Bu birim içerisinde açılan birçok sondaj kuyusundan yeraltı suyu elde edilememiştir. Çalışma alanı oldukça engebeli olduğu için dereler boyunca alüvyon birikimi oldukça azdır. Bu nedenle ancak çok dar alanlarda alüvyonlardan keson kuyular ile yeraltı suyu elde edilebilmektedir. Kış aylarında akan Sarısu ve Kocaçay sulama amaçlı kullanılmaktadır. Çalışma alanında örnekleme yapılan yeraltı sularından P228, P238 ve P242 nolu kuyu ve kaynaklar içme suyu kaynağı olarak kullanılmaktadır (Şekil 1, Tablo 4).

3. Örnekleme ve Analiz Yöntemleri

Bu çalışma kapsamında maden atıklarının su kaynaklarına etkilerini incelemek amacıyla yüzey ve

yeraltı sularından on beş noktada örnekleme yapılmıştır. Yüzey suyu örnekleri Kocaçay ve Sarısu dereleri üzerinde toplam on noktadan, yeraltı suyu örnekleri ise toplam üç noktada bölgedeki açılmış olan derin ve sığ kuyulardan ve kaynaklardan yapılmıştır. Bunlara ek olarak toplam iki noktadan da asidik maden drenajı örneği alınmıştır. Kuyularda örnekleme yapılmadan önce en az 10 dakika üretim yapılmıştır. Suların fiziksel parametreleri (sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik ve yükseltgenme-indirgenme potansiyeli) WTW-pH330 ve WTW-EC330 marka portatif cihazlarla yerinde ölçülmüştür. Tüm noktalardan alınan örnekler 0,45 µm filtreden geçirilerek 50 ve 500 mL'lik polietilen şişelerde 4°C'da portatif buzluklarda muhafaza edilmiştir. Katyon ve element analizleri için 50 mL örnekleme yapılmış ve örneğin pH değeri 2'nin altında olacak şekilde %5'lik HNO₃ ilave edilmiştir. Katyon ve element analizleri uluslararası akredite ve güvenilir bir laboratuvar olan ACME Laboratuvarı'nda (Kanada) çok düşük hassasiyet seviyesine (<0,01 µg/L) sahip ICP-MS (endüktif eşlenik plazma – kütle spektrometresi) yöntemi ile analiz edilmiştir. Anyon analizleri için 500 mL örnekleme yapılmış ve analize kadar geçen sürede buzdolabında muhafaza edilmiştir. Anyon analizlerinden Cl, SO₄, ve NO₃ Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarında iyon kromatografi cihazı (DIONEX- ICS 3000) ile; HCO₃ ve CO₃ ise standart titrimetrik metot kullanılarak yapılmıştır. Su fasiyesini belirlemek için Aquachem bilgisayar programı kullanılmıştır.



Şekil 1. Çalışma alanına ait jeoloji ([13]'den değiştirilerek)ve örnek lokasyon haritası

Su örneklemesine ek olarak çalışma alanındaki kaya ve sedimanları temsil eden alanlardan toplam on yedi kayaç/sediman/toprak örneği alınmıştır. Atık sahasından oluşan ağır metal ve eser element taşınımını belirlemek için maden atığı önünden derenin akış yönü boyunca aşağı kesimlere doğru sediman örnekleme yapılmıştır (Şekil 2). Bu kapsamda, Auger kullanılarak 25 cm derinliğindeki açılan bir delikten yaklaşık 2 kg sediman örneği alınmıştır. Kaya örnekleri ise kaya yüzeyinden parçalar kırılarak alınmış ve tüm örnekler iki kat naylon poşetlerde etiketlenerek muhafaza edilmiştir. Örneklerin radyoaktif element analizleri Ege

Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü'nde yaptırılmıştır. Kaya ve sedimanlarda radyoaktif element analizleri için, örnekler 24 saat 105°C'de kurutulduktan sonra kırılıp öğütülmüş, 2 mm elekten geçirilmiş ve yaklaşık 100 g homojen örnek elde edilmiştir. Örnekler 44×54mm ebadında polietilen şişelere aktarılarak 226Ra ve 232Th dengesinin sağlanması için 45 gün bekletilmiştir. Bunu takiben 3×3 (inç'lik) NaI(Tl) sintilasyon dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak örneklerin doğal radyoaktivite ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Kullanılan gama spektrometre sistemi NaI(Tl) sintilasyon dedektörü, foto çoğaltıcı

tüp, Canberra AMP/TSCA (Model 2015A) Amplifier, Canberra Multiport II ve Genie 2000 yazılımından oluşmaktadır.

Su örneklerindeki radyoaktivite ölçümleri (226Ra analizi) için 500 mL su örneği alınmış ve Ege Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü'nde geliştirilmiş olan kolektör yöntemi ile analiz edilmiştir. Bu yöntem örneklerdeki radyumdan oluşan radon ürünlerinin alfa aktiviteleri sayımından hareketle radyum tayinine dayalıdır [14]. Bunun için su örneklerinin her birinden 100 mL alınarak radon köpürtme şişelerine konulmuş, yaklaşık 20 dakika bekletildikten sonra basınçlı hava ile köpürtülerek dış hava ile teması kesilecek şekilde kapatılmıştır. Şişenin kapatma saati ile tarihi not edilip radyumdan radon oluşması için yaklaşık 7 gün bekletilmiştir. Bu zaman içerisinde Ra-Rn arasındaki zamansal denge kesri %71,9 olmaktadır. Bekletme süresi sonunda radon gazı, bu işlem için tasarlanmış kolektör odasına aktarılmıştır. Aktarma işleminden sonra radon ve ürünlerinin dengeye gelmesi için kolektör pozitif olacak şekilde 600 V DC uygulanmıştır. Bu şekilde oluşan radon kolektör plakası üzerinde toplanmıştır. Kolektör plakalarındaki toplam alfa ölçümleri, 20 dakika süre ile örneklerin alfa aktivitesi ZnS(Ag) dedektörünü içeren Eberline Model SAC-4 alfa sayım cihazı ile yapılmıştır. Sulardaki radon miktarını belirlenmesi için başka bir çalışma tarafından yapılan verim grafiği (Toplam verim=ZnS(Ag)+kolektör yöntemi) kullanmış ve sonuçlar pCi/L cinsinden verilmiştir. Sistemin kalibrasyonu da aynı sistem kullanılarak yapılmış, bir çalışmada 12,5, 15, 17,5 ve 20 pCi/L'lik radyum standartlarına ilave olarak hazırlanan 25, 50, 100 ve 200 pCi/L'lik radyum standartlarından elde edilen sayımlar kalibrasyon katsayısının saptanmasında kullanılmıştır [15].

Kaya/sediman/toprak örneklerindeki majör ve iz element analizleri ACME Laboratuvarı'nda (Kanada) yapılmıştır. 60°C'de kurutulan örnekler öğütülüp 180 mikron elekten elenmiştir. Hazırlanan örnekten 1 g alınarak 6 mL HF (%40) ve 3 ml HCl (%37)/HNO3 (%67) asit çözeltisinde çözülmüş, çözünen örnek filtre edilerek saf su ile 100 mL' ye tamamlanarak ICP-MS ile analiz edilmiştir.

4. Çevre Jeokimyası

4.1. Maden Atığı, Kaya ve Dere Sediman Kimyası

Balya madeninin terk edilmiş atık sahası ve çevresinden alınan toprak ve dere sediman

örneklerinin kimyasal analiz sonuçları Tablo 1'de sunulmaktadır. Bölgede yer alan ve yaygın gözlenen Dasit biriminden farklı kesimlerden 5 adet, bölgede oldukça fazla miktarda yer alan maden atıklarından beş adet ve maden sahası içerisinde akan Sarısu deresi içerisindeki sedimanlardan da yedi adet olmak üzere toplamda on yedi adet toprak/kayaç/sediman örneği alınmıştır.

Kahve, sarı ve yeşil ayrışma ürünü renklere sahip olan dasit biriminden alınan örneklerde ortalama CaO, MgO ve Na2O miktarları sırasıyla, %2,68, %0,63 ve %0,83 olarak elde edilmiştir. Maden atık sahasından alınan örneklerin jeokimyasal değerlendirmesi dasit kayasına benzer sonuçlar vermiştir. Maden atığında kalkopirit (FeCuS2), sfalerit (ZnS) ve galen (PbS) gibi sülfür mineralleri egemendir [6]. Atık sahasından dere suyu ile taşınma mekanizmasını ortaya koymak için alınan dere sediman örneklerinde yapılan kimyasal analiz sonuçlarına göre Fe2O3 oranı %14,1 ortalama değeri ile maden atık kimyasına daha yakın değerler vermiştir. Özellikle pasa atık sahasına yakın kesimlerde Fe2O3 maksimum %26,8'a kadar ulaşmaktadır (SP 227). Maden atığı ve dere sedimanları üzerinde yapılan metal analizlerinde oldukça yüksek değerler elde edilmiştir. Özellikle ana kayanın alterasyon zonlarından alınan örneklerde 3634 mg/kg kurşun ile 3197 mg/kg seviyesine ulaşan arsenik ölçülmüştür. Kirletici kaynak olan atık sahasından alınan örneklerde 10000 mg/kg seviyesine ulaşan değerlerde Pb ve Zn ölçülmüştür. Arsenik seviyesi ise 4420 mg/kg'a kadar ulaşmaktadır. Çalışma alanındaki ana kaya, maden atığı ve dere sedimanlarındaki ortalama arsenik değeri, sedimanlar için toksite seviyesi olan 33 mg/kg standart değerine göre 20-25 katı fazla olarak belirlenmiştir[16]. Bu orandaki metallerin, çevresel açıdan bitki, toprak ve su kaynakları üzerinde önemli oranda toksite oluşturması beklenmelidir. Ayrıca yerel basılı ve görsel medyada atık sahasına yakın otlatılan küçükbaş hayvanların bazılarının telef olduğuna ilişkin haberler çıkmakta ve yapılan araştırma sonuçlarına göre hayvanlarda yüksek oranda kurşuna rastlandığı belirtilmektedir [17]. Buna ek olarak, yapılan diğer çalışmalarda da Balya maden atıklarının Sarıdere ve Koçaçay dereleri ile Manyas gölüne kadar olan geniş bir alanda drenaj alanı içerisindeki ekosistemi olumsuz etkilediği belirtilmektedir [6].

4.2. Doğal Radyoaktivite Düzeyi

Çalışma alanındaki maden atıkları, temel kayası ve maden atıklarından etkilenen dere sedimanlarında doğal radyoaktivite düzeyleri araştırılmıştır. Bu

kapsamda alınan örneklerin radyoaktivite düzeylerinin belirlenmesi için 226Ra, 232Th ve 40K ölçümleri

yapılmıştır. Analiz sonuçlarının istatistiksel özeti Tablo 2’de verilmiştir. Analiz sonuçları [18] tarafından belirlenen dünya radyoaktivite aralıklarına göre değerlendirilmiştir (Tablo 2).

Doğal radyoaktivite analiz sonuçlarına göre çalışma alanındaki kaya, dere sedmanı ve atık sahasından alınan örneklerde farklı oranlarda radyoaktivite düzeyleri belirlenmiştir. Çalışma alanında ana kaya olan dasitlerde 232Th aktivitesi ortalama 54 Bq/kg olarak saptanmıştır. 226Ra ve 40 K ortalama değerleri ise 42 ve 963 Bq/kg olarak tespit edilmiştir. Dasit içerisindeki ortalama radyoaktivite düzeyi dünya radyoaktivite seviyesi aralıklarına [18] göre normal değerler içerisinde kalmaktadır. Çalışma alanında yer alan maden atıklarından alınan örnekler üzerinde yapılan radyoaktivite analizlerinde ise 226Ra, 232Th ve 40K ortalama değerleri sırasıyla, 23, 23 ve 850 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Atık pasasındaki 226Ra ve 232Th değerleri [18] oranlarına göre düşük, 40K aktivitesi ise normal aralıklar arasında kaldığı gözlenmektedir. Atık sahasının etkisi altında bulunan dere sedmanlarındaki radyoaktivite düzeyi ise 226Ra, 232Th ve 40K ortalama değerleri sırasıyla 33, 43 ve 619 Bq/kg olarak ölçülmüştür. Ana kayanın radyoaktivite değerleri dünya ortalamalarının altında kalması nedeniyle, ana kayadan beslenen dere sedmanlarının ortalama radyoaktivite düzeyi de düşük değerler vermektedir.

4.3. Gama Doz Hızları ve Radyolojik Risk Tayini

İnsanlar radyoaktif elementlere bağlı olarak havaya yayılan gama dozlarına maruz kalmaktadırlar. Bu doğrultuda radyoaktif elementlerin aktivite derişimlerine bağlı olarak dışsal gama hızı hesaplanabilmektedir [19, 20, 21]. Bu bağıntılar daha ziyade inşaat sektöründe kullanılan malzemelerin radyasyon riskini değerlendirmede kullanılmasına karşın, toprak ve sedimanların radyasyon riskinin değerlendirilmesinde bir fikir vermesi açısından da kullanılmaktadır. Doz hızı (D), yer üstünde 1 m yukarıdaki 226Ra, 232Th and 40K aktivite derişimleri kullanılarak (nGyh-1) cinsinden hesaplanabilmektedir [19, 20]. Bu nedenle maden atıklarının ve çevredeki dere sedmanı ve ana kayadan alınan örnekler üzerinde yapılan radyoaktif elementlerin aktivite derişimleri kullanılarak radyolojik risk analizi yapılmıştır.

$$D(nGy \cdot h^{-1}) = 0.0417C_K + 0.462C_{Ra} + 0.604C_{Th} \quad (1)$$

Toprak ve sedimanlardaki doğal radyolojik riskin belirlenmesinde “Dış Zarar Endeksi (Hex)” kullanılmaktadır. Dış zarar endeksi eşitlik 2 ile verilen bağıntı yardımıyla hesaplanmaktadır [20]. Hex değerinin 1’den küçük olması, havadaki absorbe olmuş normal radyasyon seviyesini ifade etmektedir.

$$Hex = \left(\frac{1}{370}\right)C_{Ra} + \left(\frac{1}{259}\right)C_{Th} + \left(\frac{1}{4180}\right)C_K \quad (2)$$

Maden atığı, dere sedmanı ve ana kaya olan dasitlerden alınan örneklerde yapılan 26Ra, 232Th and 40K aktivite konsantrasyonlarına bağlı olarak havadan soğrulan gama doz hızları, dasitlerde ortalama olarak 92,4 nGyh-1, dere sedmanlarında ortalama olarak 67,5 nGyh-1 ve maden atıklarında ise ortalama 60,5 nGyh-1 olarak hesaplanmıştır (Tablo 2). Diğer bir değerlendirme yöntemi olan dış zarar endeksi (Hex) ise aynı şekilde ortalama olarak, ana kaya olan dasitlerde 0,55 dere sedmanlarında 0,35 ve maden atıklarında 0,36 olarak elde edilmiştir. Bu değerler ışığında, çalışma alanında ana kaya olan dasitlerde, ana kayadan türeyen sedimanlar ve maden atıklarının farklı lokasyonlardan alınan örneklerde hesaplanan Hex değerlerinin, dünya ortalamaları ile uyumlu olduğu ve önemli bir risk taşımadığını ifade etmektedir.

4.4. Su Kalitesi

Çalışma alanından üç adet yeraltı suyu (P228, P238 ve P242), on adet yüzey suyu (P229, P230, P231, P232, P234, P235, P236, P239, P240 ve P241) ve iki adet asidik maden drenaj suyu (P233 ve P237) örneği alınmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 3 ve 4’de verilmektedir. Yüzey sularının pH değeri 7,05 ile 7,85 yeraltı sularının 6,89-7,55 asidik maden suyunun (AMD) ise 1,91-2,27 arasında değişmektedir. Elektriksel iletkenlik (EC) değerleri yüzey ve yeraltı sularında 437–2603 µS/cm arasında değişmektedir. AMD’nin EC değeri ise yüzey ve yeraltı sularda kaydedilen değerlerden oldukça yüksek olup 10200–14530 µS/cm arasında değişmektedir. AMD örneklerinde indirgenme-yükseltgenme potansiyeli (Eh) ise çok indirgen ortamı temsil eden bir değer olan -487 ile -502 mV olarak ölçülmüştür (Tablo 3).

Eh ve EC değerleri, AMD içerisinde önemli oranda çözülmüş iyonun varlığına işaret etmektedir. Yüzey

sularının elektriksel iletkenliği ise AMD'den etkilenme derecesine göre farklılık göstermektedir. Suların sınıflandırılmasında kullanılan Piper diyagramına göre (Şekil 3) asidik suların ve asidik maden sularından etkilenen yüzey sularının Ca-SO₄ tipindeki suları oluşturduğu görülmektedir. Dere boyunca alınan örneklerin Piper diyagramında ve bazı ağır metal analizlerindeki dizilişinden maden sularının yüzey sularını etkilediği görülmektedir (Şekil 3 ve 4). Özellikle anyonlar incelendiğinde en baskın anyonun sülfat olduğu ortaya çıkmaktadır. Özellikle AMD sızıntı sularında 11634 mg/L seviyesinde sülfat tespit

edilmiştir. Benzer şekilde diğer AMD sızıntı suyunda ise 4352 mg/L seviyesinde sülfat bulunmuştur. Bu iki nokta haricinde sülfat değerleri 22,1 mg/L ile 1917,1 mg/L arasında değişmektedir. Yüzeysel sular AMD'den etkilenmelerine bağlı olarak yüksek sülfat değerlerine sahip iken, yeraltı sularında sülfat derişimleri çok daha düşüktür. Bu örneklerdeki en yüksek ve ortalama sülfat derişimi sırasıyla 1917 ve 960 mg/L olarak yüzeysel sulara ölçülmüş ve [22]'de belirtilen standart değerlerin üzerinde belirlenmiştir. Yeraltı sularındaki en düşük sülfat değerleri Balya ilçe merkezine içme suyu temin eden P238 ve P242 nolu örneklerde ölçülmüştür.



Şekil 2. Asidik maden suyu ve atık depolama sahası

Maden atıklarından kaynaklanan asidik sular su kirlenmesinin en önemli nedenlerinden biridir [23]. Suyun düşük pH değeri içerisinde arsenik ve benzeri pek çok ağır metal ve eser elementin çözünmesine ve buna bağlı olarak bir ağır metal kirliliğinin oluşmasına neden olmaktadır. Bu nedenle çalışma alanındaki AMD örneklerinde yapılan kimyasal analizlerde Al, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Se ve Zn derişimleri oldukça yüksek sonuçlar vermektedir (Tablo 4). Bu bağlamda bölgedeki AMD, insan ve çevre sağlığını tehdit edecek düzeyde metal iyonları içermektedir. AMD'nin yüzeysel sulara karıştığı noktalardan alınan yüzeysel su örneklerinde de, As, Fe, Mn, Pb ve Zn

P238 nolu kaynak suyunda 86 µg/L olarak ölçülmüştür. Bu arsenik oranı içme suları için önerilen 10 µg/L değerinin üzerindedir. İnsan ve diğer canlılar için oldukça toksik bir element olan arsenik içme suyu kaynakları için önemli bir tehlike arz etmektedir. Bu nedenle bu kaynağın bir arıtma sürecinden sonra kullanılması gerekmektedir.

Aynı şekilde insan sağlığı için tehlikeli olan Cu, Fe, Mn ve Pb gibi diğer metaller de, depolama alanına yakın yüzeysel sularından alınan örneklerde Tablo 4'de [22] standartlarına göre verilen değerlerden yüksek tespit edilmiştir.

değerleri yüksek çıkmıştır. Özellikle asidik sulara 14021 µg/L olarak ölçülen arsenik, depolama alanına yakın yüzey sularında 635 µg/L, yeraltı sularında ise

4.5. Sulara Ra-226 İçeriği

Özellikle yeraltı suyu bulunduran kayalarda ve maden atığı içerisinde belirlenen radyoaktivitenin, bölgedeki su kaynakları üzerindeki etkisinin olup olmadığının belirlenmesi amacıyla yüzey ve yeraltı su kaynaklarından radyoaktivite analizi için örnekleme yapılmıştır. Yapılan analizler sonucunda AMD

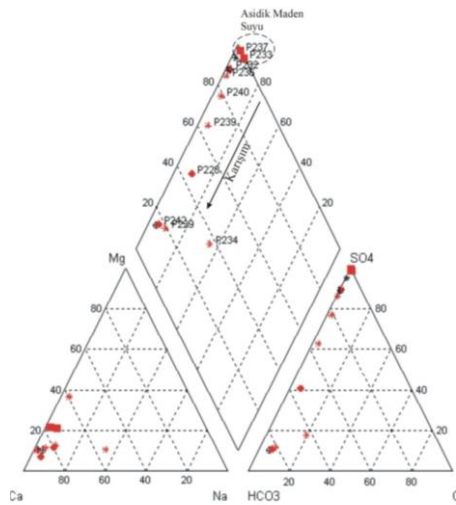
örneklerinde 226Ra değeri 0,37–0,444 Bq/L arasında değişirken; yüzey sularında 0,26 ile 0,444 Bq/L, yeraltı suyunda ise 0,22–0,777 Bq/L aralığında değişmektedir (Tablo 4). Balya maden atıklarından kaynaklanan ve yüksek oranda metal içeren AMD örneğinde önemli bir radyoaktivite izine rastlanılmamıştır. Ancak P230 ve P239 nolu örnekleme noktalarından alınan yüzey sularında 226Ra için 0,5 Bq/L maksimum müsaade edilebilir [18] seviyesinin üzerinde değerler tespit edilmiştir. Her iki nokta alanın kuzeyinde ve farklı drenaj kollarının kesiştiği noktalar olup, muhtemelen Şiştilerin yer aldığı diğer dere kollarından gelen suların kaynaklanabileceği düşünülmektedir (Şekil 1). Yüzey sularının çevrede sadece sulama amaçlı kullanılmaları nedeniyle doğrudan bir sağlık riski öngörülmemektedir. Çalışma alanında içme suyu olarak kullanılan kaynak ve kuyulardan alınan örneklerde 226Ra değeri maksimum müsaade edilebilir [18] altında belirlenmiştir. Buna karşılık içme suyu olarak kullanılan P228 nolu kuyudan alınan örnekte 226Ra değeri 0,444 Bq/L olarak ölçülmüş olup her ne kadar standart değerlerin altında kalsa da sınırda olması itibarıyla dikkatle izlenmelidir. Özellikle dünya üzerinde yapılan çalışmalarda, standartların üzerinde radyum içerikli içme sularının tüketilmesinin kanserojen etki gösterdiği ve yapılan

risk analizlerinde 0,5 Bq/L değeri üzerindeki radyumlu suların risk faktörünün 5×10^{-5} olduğu belirtilmektedir [24, 25]. Buna göre her yüz bin kişiden beşinin kansere yakalanma riski bulunmaktadır. Bu bağlamda içme suyu kaynaklarının

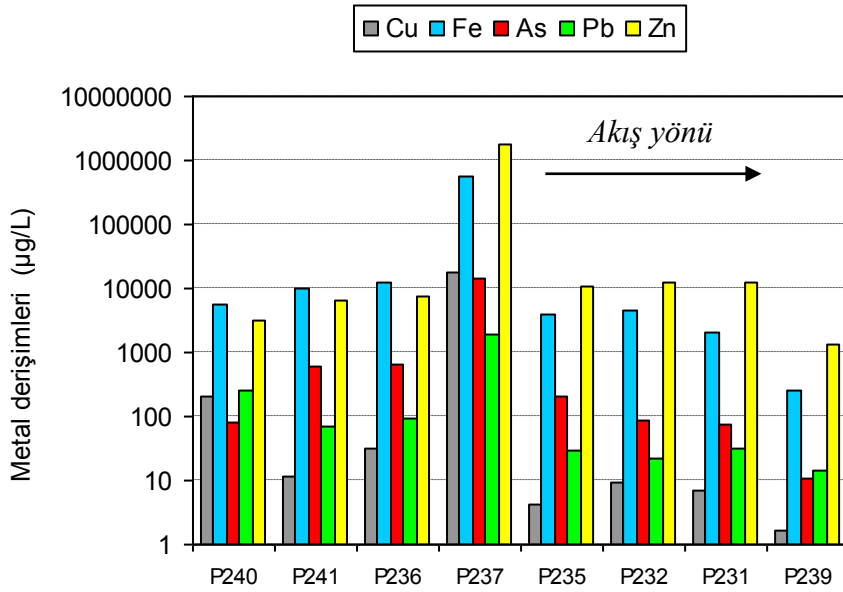
sadece metal kirliliği açısından araştırılması yanında mutlaka radyoaktivite açısından da araştırılması ve birlikte değerlendirilmesi uygun olacaktır.

5. Sonuçlar Ve Öneriler

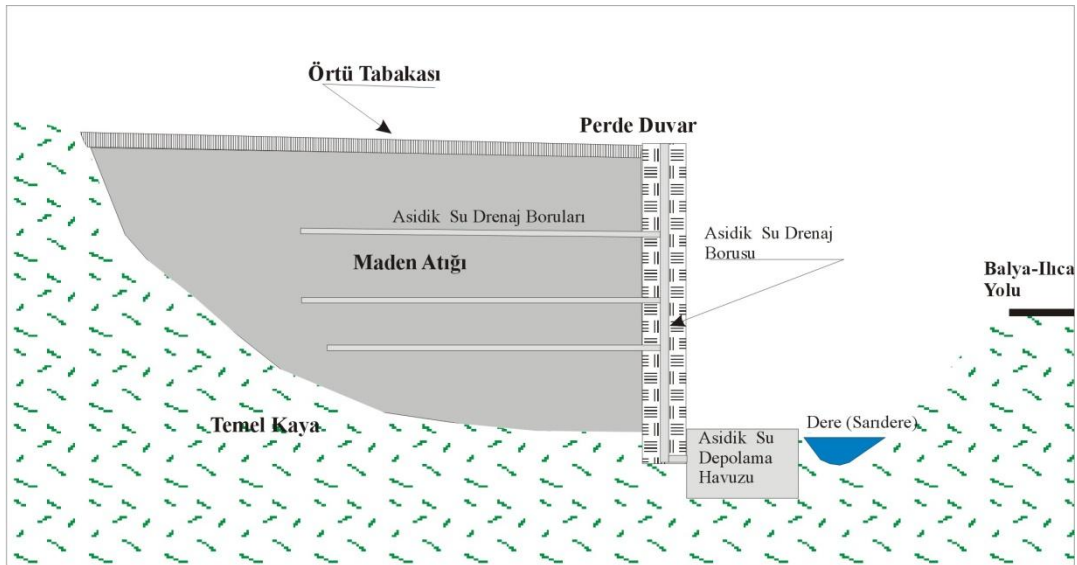
Balya (Balıkesir) Pb-Zn maden sahası 1940 yılına kadar kesikli olarak işletilmiştir. İşletim süresi boyunca ise önemli oranda maden atığı ve flotasyon ürünü malzeme Sarısu deresi ve bunu besleyen yan derelerin taşkın yataklarında depolanmıştır. Atıkların yüzeysel su kaynağının hemen yanına hiçbir önlem alınmaksızın depolanmasının bölgenin yüzeysel ve yeraltı sularına olası olumsuz etkilerinin araştırılması amacıyla yürütülen bu çalışmada, sahada maden atıkları kaynaklı ciddi bir ağır metal kirliliği olduğu tespit edilmiştir. Özellikle pasa sahası yakınındaki noktalardan alınan örneklerde ağır metal derişimleri çok yüksek tespit edilmiştir. Sarısu deresi akım yönü boyunca alınan örneklerde kirlilik derişimlerinin akış aşağı yönde azaldığı gözlenmiştir (Şekil 4). Bunlara ek olarak maden atıklarında radyoaktivite düzeyinin araştırılması için de analizler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar ışığında radyolojik risk endeksi hesaplanmış ve normal değerler elde edilmiştir. Bu değerler ışığında maden atıklarının radyoaktif seviyesinin insan sağlığı açısından bir risk taşımadığı görülmektedir.



Şekil 3. Su örnekleri sonuçlarının Piper diyagramı ile gösterimi



Şekil 4. Bazı ağır metallerin derenin akış yönüne göre değişimleri



Şekil 5. Mevcut atık sahası için önerilen çevre koruma modeli

Maden atıklarından kaynaklanan ve içerisinde çok yüksek oranda arsenik tespit edilen asidik maden drenajı, bölgenin su kaynaklarını tehdit eden en önemli tehlike olarak karşımıza çıkmaktadır. Asidik maden drenajında ölçülen 14021 µg/L arsenik seviyesi su kalitesi ve insan sağlığı açısından çok ciddi bir tehlide işaret etmektedir. Bu suyun karıştığı dere suyunda da yüksek arsenik değerleri

belirlenmiştir. Dere sularının insanlar ve hayvanlar tarafından içilmesinin uzun vadede ciddi bir sağlık riski oluşturacağı açıktır. Bu nedenlerle pasa yığınlarının uygun şekilde rehabilite edilerek yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarına olan etkilerinin en aza indirilmesi önem taşımaktadır. Bu amaçla sızıntı suyu drenajının önlenmesi en önemli konu olarak ortaya çıkmaktadır. Özellikle bu konuda

rehabilitasyon çalışmaları yapılmalıdır. Maden atıklarının dere kenarları gibi geçirimsizliği yüksek olan bir alanda depolanması çok ciddi tehlike arz etmektedir. Bu atıkların mümkün olduğu takdirde daha uygun noktalara taşınması, bunun mümkün olmadığı durumlarda ise jeo-membranlar yardımıyla sızdırmazlıklarının sağlanması gereklidir. Bu amaçla önerilen koruma modeli Şekil 5'te verilmektedir. Bu model ile asidik maden sularının ve sülfürlü maden sedimanlarının çevreye taşınımı en aza indirilebilecektir. Mevcut durumda atık kaldırılmadan tabanda geçirimsiz bir örtü tabakası oluşturmak mümkün olmasa da atığın yanal yüzeylerinde bu uygulamanın mutlaka yapılması önerilmektedir. Bölgede temel kayasının geçirimsizliğinin düşük olması sonucu asidik maden sularının düzey sızmasının oldukça yavaş olacağı beklenmektedir.

Diğer taraftan maden atıklarının diğer sanayi ve tehlikeli atıkları gibi değerlendirilmesi önemlidir. Bunlara ait oluşturulacak yeni atık sahalarının yer seçiminin mutlaka detaylı jeolojik ve hidrojeolojik çalışmalar sonrasında yapılması uygun olacaktır. Mevcut sahalarda ise birlikte en azından sahanın üst ve yanal yüzeylerinde geçirimsiz örtü tabakalarının oluşturulması ve bu sayede asidik maden suyu oluşumunun minimize edilmesi, oluşan asidik suyun da uygun şekilde drene edilerek geçirimsiz bir havuzda toplanması önerilmektedir. Bu uygulama, madencilik faaliyetlerine ilk etapta ek bir mali yük getirmekle birlikte, söz konusu maliyetin oluşacak çevresel zararlarının giderilmesi için harcanacak maliyetten daha az olacağı açıktır. Bu ve benzeri çevresel koruma tedbirleri çevresel riskleri en aza indirerek toplumumuzda madencilığe olan olumsuz yargının da değişmesine de katkı yapacaktır.

6. Bilgilendirme ve Teşekkür

Bu proje Dokuz Eylül Üniversitesi tarafından 2006. KB.FEN.036 nolu Bilimsel Araştırma Projesi kapsamında desteklenmiştir. Ayrıca, Balya Belediyesi Başkanı Sayın Kemal ÇAVDAR'a ve belediye çalışanlarına, Ege Üniversitesi Nükleer Bilimsel Enstitüsü'nde görevli olan Doç. Dr. M. Murat SAÇ'a değerli katkılarından dolayı teşekkür ederiz.

7. Kaynaklar

[1] Gray, N.F, Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem, *Environmental Geology*, 30, 62-71, 1997.

- [2] Schreck, P., Environmental impacts of uncontrolled waste disposal in mining and industrial areas in Central Germany. *Environmental Geology*, 35, 66-72, 1998.
- [3] Earman, S. ve Hershey, R.L., Water quality impacts from waste rock at a Carline-type gold mine, Elko Countrey, Nevada, *Environmental Geology*, 45, 1043-1053, 2004.
- [4] Keller E.A., Çevre Jeolojisine Giriş. Upper Saddle River, New Jersey. Çevirenler: Erdal Akyol ve Kamil Kayabalı, pp 521, 2006.
- [5] Bell, F.G, Bullock S.E.T, Halbich T.F.J, Lindsay P. Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. *International Journal of Coal Geology*, 45;195-216, 2001.
- [6] Aykol, A., Budakoğlu, M., Kumral, M., Gültekin, A.H., Turhan, M., Esenli, V., Yavuz, F. ve Orgun Y., Heavy metal pollution and acid drainage from abandoned Balya Pb-Zn sulfite mine, NW Anatolia, Turkey. *Environmental Geology*, 45, 198-208, 2003.
- [7] Gemici, U., Impact of Acid Mine Drainage from the Abandoned Halikoy Mercury Mine (Western Turkey) on Surface and Groundwaters. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 72, 482-489, 2004.
- [8] Gundüz, O., Okumuşoğlu, D., Baba, A., Acidic mining lakes and their influence on water quality: A case study from Can (Canakkale), Turkey. *Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments (Proc. 6th International Groundwater Quality Conference held in Fremantle, Western Australia, 2-7 December 2007)*. IAHS Publ. no. XXX, 2008.
- [9] Kumar R, Sengupta D, Rajendra P. Natural radioactivity and radon exhalation studies of rock samples from Surda Copper deposits in Singhbhum shear zone. *Radiation Measurement*, 36:551-553, 2003.
- [10] EPA, United States Environmental Protection Agency, Guidelines for carcinogen risk assessment. *Fed Regist.* 51(185):33994-34002, 1986.
- [11] Maral D., Biga Yarımadası sulfur mineralizasyonlarına bağlı kıymetli metallerin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi. İTÜ Fen Bilimler Enstitüsü, İstanbul
- [12] Akyuz H.S., Okay A.I. The geology of the south of Manyas and tectonic significance of Blueschist. *Mineral Res.Expl. Bull.*120;81-85, 1998.
- [13] Akyol, Z., Balıkesir-Balya (Pb-Zn-Cu) Madeni Hakkında Jeoloji Raporu, MTA Rapor No:M 298, Ankara.1976

- [14] Kumru M.N., Determination of Radium-226 in environmental samples by the collector chamber method, *Appl. Radiat. Isot.* 43;1031-1034, 1992.
- [15] Saç M.M, İzmir İli İçme ve Kullanım Sularında Radyoaktivite ve Veriler Arasında Korelasyon Analizleri, Ege Üniversitesi, Fen-Bilimler Enstitüsü, Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İzmir, 1994.
- [16] EPA, United States Environmental Protection Agency, A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in the Freshwater Ecosystem, 2002.
- [17] www.karasaban.net
- [18] UNSCEAR, United Nations Committee on the Effects of Atomic Radiation Report to the General Assembly, Report Vol I Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000.
- [19] Xinwei, L., Xiaolan, Z., Measurement of natural radioactivity in sand samples collected from the Baoji Weihe Sands Park, China. *Environmental Geology*, 50: 977-982, 2006.
- [20] Camgöz, Y.I. ve Yaprak, G., Küçük Menderes Havzası tarım topraklarında doğal raktoniklük seviyesinin belirlenmesi. *Ekoloji Dergisi*, 18, 70; 74-80, 2009.
- [21] Alam, M.N., Chowdhury, M.I., Kamal, M., Ghose, S., Islam, M.N., Mustafa, M.N., Miah M.M.H., Ansary, M.M., The Ra, Th and K activities in beach sand minerals and beach soils of Cow's Bazar, Bangladesh. *Journal of Environmental Radioactivity*, 46: 243-250, 1999.
- [22] İTASHY, İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik, 17.02.2005 tarih ve 25730 sayılı Resmi Gazete, Ankara, 2005.
- [23] Smedley P.L., Kinniburgh P.O., A review of the sources, behavior on distribution of arsenic in natural water. *Applied Geochemistry*, 17;517-568, 2002.
- [24] Singh, S., Sharma, D.K., Dhar, S., Kumar, A., Kumar, A., Uranium, radium and radon measurement in the environments of Nurpur Area, Himachal Himalayas, India, *Environ. Monit. Assess.* 128: 301-309, 2007.
- [25] Sidhu, K.S., Breithart, S., Naturally occurring radium 226 and radium 228 in water supplies of Michigan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61: 722-729, 1998.
- [26] EPA, United States Environmental Protection Agency, Office of Water National Primary Drinking Water Standards, 2003.

Tablo 1. İnceleme alanından alınan kayalık, maden atığı ve sedimanlara ait kimyasal analiz sonuçları (* EPA maksimum değer)

Element	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	Cr ₂ O ₃	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Hg
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Ort	14,05	6,58	0,63	2,68	0,83	4,00	0,41	0,25	0,12	0,006	73,15	1314,48	641,50	811,12	13,65	0,18
Maks	17,57	11,19	0,97	7,21	2,08	9,53	0,52	0,38	0,42	0,009	262,20	3634,60	2301,00	3197,40	34,70	0,32
Min	9,88	2,25	0,08	0,14	0,04	1,09	0,30	0,09	0,01	0,004	7,60	22,40	20,00	28,00	0,20	0,02
Ort	8,32	14,09	0,96	6,39	0,79	2,20	0,34	0,16	0,52	0,008	755,10	5613,40	4256,50	1956,10	53,10	1,01
Maks	12,99	26,86	1,87	9,30	1,75	3,26	0,49	0,39	1,43	0,005	2123,50	8670,80	6012,00	5623,20	126,30	4,54
Min	1,07	4,61	0,02	1,90	0,05	1,01	0,07	0,02	0,01	0,002	18,30	455,10	541,00	81,90	2,70	0,05
Ort	6,29	10,55	0,36	11,60	0,15	3,52	0,21	0,07	0,14	0,005	651,02	9190,25	5014,50	2333,80	58,14	1,20
Maks	8,06	14,17	0,86	14,22	0,43	4,57	0,24	0,09	0,53	0,006	1550,70	9742,50	9664,00	4420,20	167,90	2,21
Min	4,50	7,07	0,18	9,58	0,07	2,72	0,15	0,04	0,02	0,005	230,60	8638,00	895,00	1151,80	7,50	0,43
[16]											110*	110*	270*	33*	4*	1*

Tablo 2. İnceleme alanından alınan kaya, maden atığı ve sedimanlara ait radyoaktif element analiz sonuçları (* UNSCEAR ortalama değer)

Radyoaktif Element	²³² Th	²¹⁶ Ra	⁴⁰ K	D	Hex
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	nGy.h ⁻¹	
Ort	54,22	42,14	963,68	92,40	0,55
Maks	73,90	66,60	2539,40	181,30	0,96
Min	20,80	MÖL	221,80	21,81	0,18
SD	20,83	27,78	919,29	48,19	0,28
Ort	43,18	33,68	619,28	67,47	0,35
Maks	61,40	57,60	1006,50	105,67	0,57
Min	MÖL	MÖL	295,20	12,31	0,00
SD	23,22	26,76	262,66	23,33	0,14
Ort	23,58	23,44	850,36	60,53	0,36
Maks	52,10	49,30	961,60	31,97	0,29
Min	MÖL	MÖL	766,70	94,34	0,45
SD	18,57	23,32	75,34	11,01	0,07
[18]	*35	*40	*370	*50	<1,0

MÖL: Minimum ölçme limiti

SD: Standart sapma

D: Gama doz hızı

Hex: Dış zarar endeksi

Tablo 3. İnceleme alanından alınan su örneklerine ait başlıca iyon ve radyum analiz sonuçları

Su Kaynağı	Fiziksel Parametreler					Kanyonlar					Atıyonlar					Radyoaktif Element	
	No	pH	Eh mV	EC µS/cm	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L						
Asidik Maden Suyu	P233	1,91	-484	10200	45,5	7,6	86,5	494,6	34,8	4352,6	-						0,444
	P237	2,27	-502	14550	17,9	-	94,6	551,9	22,3	11633,5	-						0,37
	P238	7,55	-12	688	13,8	3,2	9,7	109,1	14,2	147,7	251,3						0,444
	P238	7,00	94	610	4,8	0,4	6,1	86,1	8,5	22,1	231,8						0,259
Yeraltı suyu	P242	6,89	72	684	5,9	0,4	4,3	91,9	10,8	24,1	239,1						0,407
	P239	7,59	8	437	9,2	2,2	6,5	66,9	12,7	25,4	224,4						0,296
Yüzeysel suyu	P230	7,77	24	2493	14,9	10,6	41,8	594,7	12,2	1832,5	253,7						0,22
	P231	7,77	34	2578	13,7	10,0	41,0	610,3	11,5	1917,1	263,5						0,703
	P232	7,50	29	2585	13,5	9,8	41,3	610	11,1	1880,1	248,8						0,481
	P234	7,45	237	1267	89,1	23,9	13,8	120,6	79,2	95,1	434,3						0,296
	P235	7,68	127	2540	13,5	9,8	41,5	614,1	11,6	1909,4	280,6						0,37
	P236	7,21	-47	2547	13,5	9,0	41,7	623,2	11,4	1851,7	353,8						0,444
	P239	7,61	102	675	10,4	3,7	12,3	150,2	12,0	338,4	234,2						0,777
	P240	7,85	113	1162	11,9	1,7	56,3	150,7	12,3	519,5	175,6						0,333
	P241	7,05	-7	2603	13,8	9,8	46,7	663,6	10,3	1911,2	102,4						0,481
	[22]					200	12	50	200	250							

Tablo 4. İnceleme alanından alınan su örneklerine ait analiz sonuçları

Su Kaynağı	Örnek No	Al µg/L	As µg/L	B µg/L	Cd µg/L	Ce µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Fe µg/L	Li µg/L	Mn µg/L	Mo µg/L	Ni µg/L	P µg/L	Pb µg/L	S mg/L	Sb µg/L	Se µg/L	Si µg/L	U µg/L	Zn µg/L
Asidik Maden Suyu	P233	89140	465,1	113	2575,79	134,94	122,02	29,9	11431	607100	64,9	105,61	<1	80,7	<200	351,2	1315	4,8	13,6	18321	18,21	432446,5
	P237	170700	14021	78	13926	274,43	189,07	98,6	17864	550800	75,1	87,47	4,4	242,2	2718	1955	2272	101,73	137,9	11213	77,65	1793958
	P238	67	6,7	<50	<5	0,25	<2	<5	9,5	165	1,5	10,93	<1	<2	<200	5,3	41	<5	<5	14733	2,72	13
	P238	5	86,2	8	0,63	0,01	0,09	1	1,6	<10	1,3	7,53	0,1	<2	<20	3,7	9	7,83	<5	3231	0,45	185,4
Yeraltı suyu	P242	13	4,6	9	0,07	0,04	0,19	<5	1,8	155	1,1	5,09	0,1	<2	<20	7,1	11	0,51	0,5	3904	0,51	29,8
	P229	22	7	13	<0,05	0,12	0,25	<5	2,8	106	1,8	7,75	0,3	0,7	46	1,6	11	0,35	<5	8838	1,06	5,5
	P230	21	14,8	50	48,51	<1	10,68	<5	4,1	887	13,9	46,88	<1	18,3	<200	39,4	608	12,17	<5	7937	6,47	11477,3
	P231	37	74,1	53	47,17	0,34	11,92	<5	7	2037	13,1	47,99	1	33,3	<200	32	586	16,41	<5	7621	6,8	12590,8
	P232	130	86,1	51	47,52	1,03	14,82	<5	9,3	4477	14,2	50,16	<1	33,9	<200	22,1	600	17,02	<5	7928	8,59	12577,4
	P234	22	69,9	498	0,69	0,08	0,73	0,5	5,2	<10	6,9	15,89	0,7	0,7	3776	6,8	38	3,56	1,4	12575	0,54	99,2
	P235	49	208,6	87	40,18	0,37	11,77	<5	4,1	3877	13,6	48,57	1	22,3	<200	29,5	614	18,92	<5	8657	7,84	11116,1
	P236	179	635,8	76	19,54	2,62	11,71	<5	31,4	12111	12,5	47,75	<1	127,5	<200	90,8	582	25,52	<5	8194	7,62	7239
	P239	25	10,4	18	6,83	0,15	1,63	<5	1,7	248	3,6	14,49	0,5	2	37	14,2	101	2,09	0,5	8650	1,97	1370
	P240	2173	83,3	34	18,22	7,69	3,89	0,9	202,6	5483	12,7	64,26	1	6,9	52	246,3	155	26,89	0,9	7555	4,63	3233
P241	162	613,6	<50	17,29	1,26	11,83	<5	18,3	10175	12,5	48,44	<1	35,5	<200	65	582	22,04	<5	8612	8,1	6875	
[22]		200	10	1000	5			100	2000	200	50			20	10		5	10				5000
[26]		200	10	1000	5			100	1300	300	50			20	10		6					5000