



***Myriophyllum spicatum* (Spiked water-milfoil) as a biomonitor of heavy metal pollution in Porsuk Stream/Turkey**

Ersin YÜCEL ^{*1}, Erhan EDİRNELİOĞLU ¹, Semra SOYDAM ², Sezgin ÇELİK ³, Güler ÇOLAK ⁴

¹ Anadolu University, Science Faculty, Department of Biology, Eskişehir, Turkey

² Niğde University, Arts and Sciences Faculty, Department of Biology, Niğde, Turkey

³ Kırıkkale University, School of Vocational, Depart. of Technical Programs, Kırıkkale, Turkey

⁴ Eskişehir Osmangazi University, Arts and Sciences Faculty, Eskişehir, Turkey

Abstract

In this study, heavy metal (Fe^{+2} , Cd^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} and Zn^{+2}) pollution in Porsuk Stream was aimed to biomonitored by *Myriophyllum spicatum* (Spiked water-milfoil, Eurasian water milfoil) which is hydrophilic macrophyte. Furthermore, usability of Spiked water-milfoil as absorbent was investigated for clean up the heavy metal polluted area. Toward determined aims; total eighth sampling area were determined from Porsuk Stream origin to Eskişehir city line and investigation was concentrated on these areas. In this study, we determined that ordinarily 20.4-209.7, 20.5-740 and 40.5-988.5 ppm iron (Fe^{+2}); 0.5- 7, 0.5-2 and 0.5-3 ppm cadmium (Cd^{+2}); 85-1006, 27-204.5 and 28.5-312.5 ppm nickel (Ni^{+2}); 16-404 ppm, 13-302,5 and 1-235 ppm lead (Pb^{+2}) and also 18-589, 60-235.5 and 110-465.5 ppm zinc (Zn^{+2}) in base mud, stem and leaves. When all data considered, heavy metal pollution above permitted rates was observed in Porsuk stream. We determined that, Spiked water-milfoil absorb heavy metals and can use for clean up polluted water.

Key words: *Myriophyllum spicatum*, Biomonitor, Heavy Metal, Water Pollution, Porsuk Stream

----- * -----

Porsuk çayında ağır metal kirlilik düzeylerinin *Myriophyllum spicatum* (Başaklı Sucivanperçemi) bitkisi ile biyomonitörlenmesi

Özet

Bu çalışmada, Porsuk Çayındaki ağır metal (Fe^{+2} , Cd^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} ve Zn^{+2}) kirliliği, sucul bir makrofit olan *Myriophyllum spicatum* (Başaklı sucivanperçemi, Avrasya sucivanperçemi) bitkisi ile biyomonitörlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca, ortamdaki ağır metal kirliliğinin temizlenmesinde Başaklı sucivanperçemi'nin absorbant olarak kullanılabilirliği araştırılmıştır. Belirlenen amaçlar doğrultusunda; Porsuk Çayı'nın kaynağından, Eskişehir ili çıkışına kadar toplam sekiz örnekleme noktası belirlenmiş ve çalışmalar bu noktalarda yoğunlaşmıştır. Dip çamuru örneklerinde demir (Fe^{+2}) 20,4-209,7 ppm, bitkinin gövde örneklerinde 20,5-740 ppm ve yaprak örneklerinde 40,5-988,5 ppm arasında; kadmiyum (Cd^{+2}) dip çamurunda; 0,5-7 ppm, bitkinin gövde örneklerinde 0,5-2 ppm ve yaprak örneklerinde 0,5-3 ppm arasında; nikel (Ni^{+2}) dip çamurunda 85-1006 ppm, bitkinin gövde örneklerinde 27-204,5 ppm ve yaprak örneklerinde 28,5-312,5 ppm arasında; kurşun (Pb^{+2}) dip çamurunda 16-404 ppm, bitkinin gövde örneklerinde 13-302,5 ppm ve yaprak örneklerinde 1-235 ppm arasında; çinko (Zn^{+2}) dip çamurunda 18-589 ppm, bitkinin gövde örneklerinde 60-235,5 ppm ve yaprak örneklerinde 110-465,5 ppm arasında olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar topluca değerlendirildiğinde, Porsuk çayında izin verilebilir sınır değerlerin üzerinde bir ağır metal kirliliğinin olduğu görülmektedir. Ayrıca Başaklı sucivanperçemi bitkisinin ağır metalleri absorbe ettiği ve kirli su ortamlarının temizlenmesinde kullanılabilecek nitelikte olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: *Myriophyllum spicatum*, Biyomonitor, Ağır Metal, Su Kirliliği, Porsuk Çayı

* Corresponding author / Haberleşmeden sorumlu yazar: bitkilerim@gmail.com

1. Giriş

Hızlı kentleşme, sanayi atıklarının kimyasal olarak arıtılmadan su sistemlerine verilmesi, tarım alanlarında yaygın ve aşırı miktarda pestisit kullanımı su kaynaklarının kirlenmesine neden olmuştur. Bu durum öncelikle tatlı su ekosistemlerinin ve dolaylı olarak da kirlenmiş suyu kullanan tarım alanları başta olmak üzere diğer ekosistemlerin bozulması sonucunu gündeme getirmiştir. Yıllar boyunca birçok ülkede olduğu gibi ülkemizin çevresel politikaları da bu problemlere kalıcı çözümler üretmeyi başaramamıştır (Kılıç vd., 2009).

Porsuk Çayı, Murat Dağı'nın eteklerinden çıkarak öncelikle Kütahya ve sonrasında da Eskişehir ilini geçerek Sakarya Nehrine ulaşmaktadır. Porsuk Çayı Sakarya Nehrine dökülünceye kadar birçok yerleşim yeri, sanayi ve tarım alanlarından geçmektedir. Evsel ve sanayi atıkları, tarım alanlarındaki uygulamaları ve yağmur suları ile diğer kirletici unsurların Porsuk Çayına ulaşması neticesinde su kalitesi giderek bozulmaktadır. Bu çayın suları tarım alanlarında sulama amacıyla, artırılarak şehir ve sanayide su ihtiyacını karşılamada kullanılmaktadır.

Su ekosistemlerinde özellikle de tatlı su kaynaklarında, ağır metal miktarlarının yüksek olması gerek sucul organizmaların gerekse de insanların hayatlarını olumsuz yönde etkileyerek potansiyel bir tehlike oluşturmaktadır. Endüstriyel veya kentsel atık suları ile kirlenmiş akarsu ve göllerin tarımsal amaçla kullanılması sonucunda, topraklarda önemli düzeyde iz element ve ağır metal birikimi olduğu bilinmektedir. Canlı sisteme giren ağır metaller, besin zinciri ile bir organizmadan diğerine taşınarak canlı sistemlerde yüksek konsantrasyonlara ulaşmakta ve zararlarını yıllarca sürdürebilmektedir. Ağır metallerden kaynaklı kirlilik araştırmaları son dönemde birçok araştırmacıya konu olmuştur (Yücel vd., 2008; Çavuşoğlu vd., 2009).

Karasal sistemlerde ağır metal kirlilik düzeylerinin belirlenmesinde çeşitli bitkiler kullanılmaktadır (Bereket ve Yücel, 1990; Öztürk vd., 1994; Yücel, 1996; Öztürk vd., 2005; Gücel vd., 2009; Çelik vd., 2010). Benzer şekilde sucul bitkiler su kalitesinin artırılması ve suda ağır metaller ile diğer kirleticilerin araştırılmasında monitör olarak kullanılmaktadırlar. Su içinde yaşayan makrofitlerin göllerdeki su kalitesi ve biyolojik yapı üzerinde büyük etkileri bulunmaktadır (Carpenter ve Lodge, 1986). Bazı sucul bitki türleri ağır metalleri bünyelerinde biriktirerek toplayabilmektedirler. Bu özelliklerinden dolayı sucul bitkilerin, ağır metallerin atık sularından uzaklaştırılmasında bir yöntem olarak kullanılmaktadır (Lacher and Smith, 2002, Kuyucak ve Volesky, 1989). Biyolojik metodlar, sulu solüsyonlardan ağır metallerin kurtarılması ve uzaklaştırılmasında ucuz ve en etkin uygulamalardan biridir (Hashim ve Chu, 2003; Yan ve Viraraghavan, 2003; Sawidis ve ark., 1995). Yapılan bu çalışmalar sucul bitkiler kullanılarak sediment ve sularındaki ağır metal kirliliğinin temizlenebileceğini göstermesi bakımından önemlidir.

Başaklı sucivanperçemi (*Myriophyllum spicatum*), Avrupa, Asya ve Kuzey Afrika'da yayılış gösteren, tamamı su içinde olan, genellikle 0,5-4,57 m derinliğindeki sığ sularda yaşayan yerli bir bitkidir. Su içinde çok dallı bir yapıya sahip olup, 90 cm ile 3 m derinliğine kadar uzayabilmektedir (Aiken et al., 1979). Bitki bu özelliğinden dolayı birçok bitki ve balık türünün yaşaması için uygun bir ortam hazırlar. Başaklı sucivanperçemi; sucul, çok yıllık, su içerisinde serbest yüzebilen veya rizumlu otsu bir bitkidir. Yapraklar bir halkada 4 adet ve yaklaşık olarak 1,5-2,7 cm uzunluğunda ve çoğunlukla internodyumlardan daha kısadırlar. Brakteler basit, çiçeklerden kısa ve 5 adet, erkek çiçekteki petaller 2-2,5 mm kırmızımsı renktedir. Meyva fındıksı ve 4 karpellidir (Seçmen ve Leblebici, 1997). Bu bitki ülkemizde Tekirdağ'dan Mardin'e kadar; genelde göller, sulama kanalları ve yavaş akan derelerde yetişmektedir.

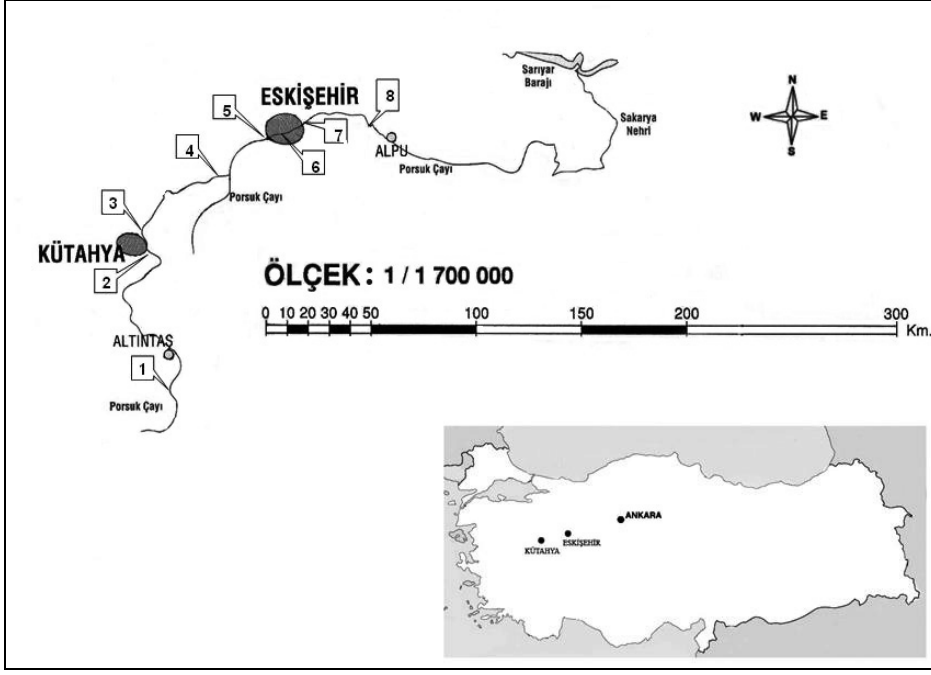
Porsuk çayında kirlilik düzeylerinin belirlenmesine yönelik bazı hayvan ve bitki türlerinin kullanılabilirliğine ilişkin çalışmalar bulunmaktadır (Saleh and Zeytinoglu, 2001; Yücel vd., 1995). Ancak Porsuk Çayında ağır metal kirliliğinin biyomonitörlenmesinde Başaklı sucivanperçemi'nin kullanıldığına ilişkin bir çalışma bulunmamaktadır.

Bu çalışmada, Porsuk Çayındaki ağır metal (Fe^{+2} , Cd^{+2} , Ni^{+2} , Pb^{+2} ve Zn^{+2}) kirliliğini belirlemede, sucul bir makrofit olan Başaklı sucivanperçemi bitkisinin biyoindikatör olarak kullanılması amaçlanmıştır. Ayrıca ortamdaki ağır metal kirliliğinin temizlenmesinde Başaklı sucivanperçemi'nin absorbant olarak kullanılabilirliği araştırılmıştır.

2. Materyal ve yöntem

Belirlenen amaçlar doğrultusunda; Porsuk Çayı araştırma alanı, Başaklı Sucivanperçeminin gövde ve yaprakları araştırma materyali olarak seçilmiştir. Porsuk Çayı boyunca kayda değer uzaklıklarda yaygın olarak yetişiyor olması, örneklerin kolay bulunabilir ve tekrarlanabilir olması, gerektiğinde gelişiminin hızlı ve yetiştirilmesinin kolay olması gibi nedenler, bu bitkisinin çalışma materyali olarak seçilmesinde etken olmuştur.

Araştırmada Porsuk Çayı'nın kaynağından, Eskişehir ili çıkışına kadar toplam sekiz örnekleme noktası belirlenmiş ve çalışmalar bu noktalarda yoğunlaşmıştır (Şekil 1). Örnekleme noktaları; Porsuk Çayı üzerinde Adaköy'den başlayarak, Kütahya girişi olarak Ağaçköy'den, Kütahya çıkışından, Porsuk Barajı girişinden, Eskişehir girişi olarak Orman Fidanlığından, Eskişehir merkez olarak Şeker Mahallesi ve Arıtma Tesislerine girmeden ve son olarak da Eskişehir çıkışı Alpu girişinden seçilmiştir (Tablo 1).



Şekil 1. Porsuk Çayı üzerinde seçilen örnekleme noktaları
Figure 1. Chosen sample areas on Porsuk River

Tablo 1. Porsuk Çayı üzerinde seçilen örnekleme noktaları ve bunların kaynağa uzaklıkları
Table 1. Chosen sample areas on Porsuk River and distances to origin

Örnekleme		Mesafe (km)	Kirlilik Kaynakları
No:	Yeri:		
1)	Adaköy, Murat Dağı etekleri	12	tarımsal (gübre, pestisit)
2)	Ağaçköy, Kütahya giriş	32	tarımsal, evsel
3)	Kütahya çıkış	58	tarımsal, evsel, sanayi
4)	Porsuk Barajı giriş	70	tarımsal (gübre, pestisit)
5)	Eskişehir girişi, Orman Fidanlığı	114	tarımsal, evsel
6)	Köprübaşı, Eskişehir	129	tarımsal, evsel
7)	Çevre yolu, Eskişehir	136	tarımsal, evsel, sanayi
8)	Alpu, Eskişehir çıkış	157	tarımsal, evsel, sanayi

Dip çamuru ve bitki örnekleri aynı noktalardan ve su içinden alınmıştır. Araziden getirilen dip çamuru örnekleri laboratuvarıda toz ve kimyasal etkilerden uzak bölgelerde hava kurusu haline getirilmiştir.

Düzenli büyüme gösteren sağlıklı bireylere ait çok genç yada çok yaşlı olmayan yaprak örnekleri toplanarak yıkanmıştır. Daha sonra kurumaları sağlanan örnekler ve 0.1 mm elekten elenerek analizlere hazır hale getirilmiştir.

Bitki gövde ve yaprak örnekleri ile dip çamuru örneklerinin kimyasal analizlerinde yaş yakma yöntemi kullanılmıştır (Halvin and Soltanpour, 1980). Ağır metal analizleri Perkin Elmer Optical Emission Spectrometer Optima 4300 DV cihazında yapılmıştır.

Dip çamuru ve bitki örneklerinin kimyasal analizlere hazırlanması ve yaş yakma işlemleri Anadolu Üniversitesi Fen fakültesi Biyoloji Bölümünün Bitki Ekolojisi Laboratuvarında, Optical Emission Spectrometer'deki okumalar ise Eskişehir Orman Toprakları ve Ekoloji Araştırma Enstitüsünde yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlar değerlendirilmesinde "SPSS 10.0" istatistik paket programı ve Microsoft Excel 2003 programı kullanılmıştır.

3. Bulgular

Belirlenen amaçlar doğrultusunda Porsuk Çayı üzerinde seçilen sekiz örnekleme noktasından alınan; Başaklı sucivanperçemi bitkisinin gövdesi ve yaprakları ile dip çamuru örneklerinde ağır metal kirlilik düzeyleri belirlenerek aşağıda verilmiştir.

3.1. Demir (Fe^{+2}) kirliliği ilişkileri

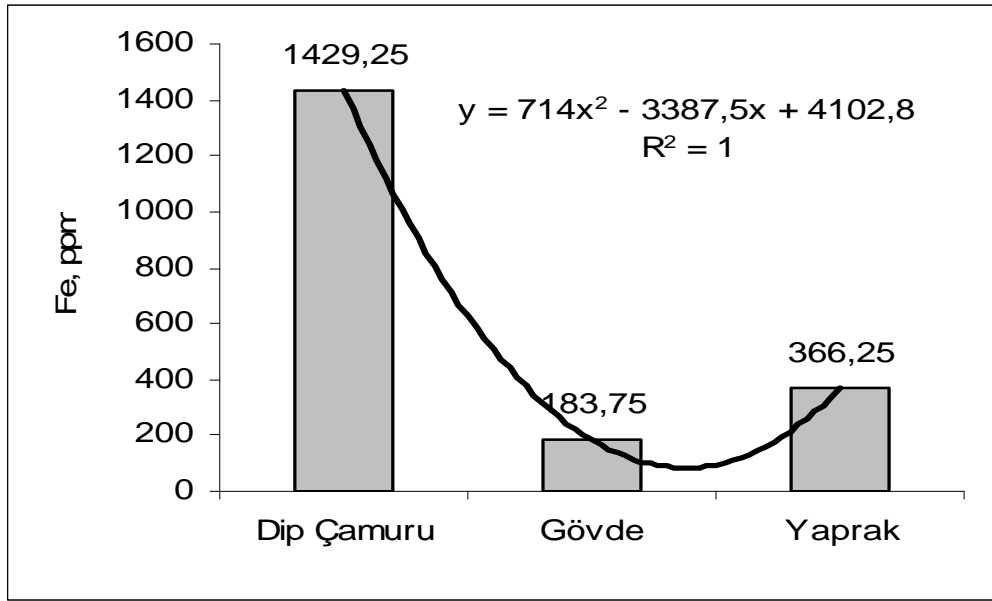
Örnekleme noktalarından alınan bitkinin gövde ve yaprakları ile dip çamuru örneklerinde saptanan demir (Fe^{+2}) miktarlarının birbirlerinden farklı olduğu ve bu farkın istatistiksel olarak $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı olduğu bulunmuştur (Tablo 2). Bitki yapraklarında bulunan demir miktarı ise, gövdede bulunan demir miktarından daha fazla olduğu görülmektedir.

Tablo 2. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda demir (Fe^{+2}) kirliliği ilişki düzeyleri
Table 2. Correlation degrees of iron (Fe^{+2}) pollution and Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud

	Eşleştirilmiş Farklar		T	df	Sig. (2-tailed)
	Ortalama	Std. Hata Ortalaması			
Dip çamuru-Gövde	1245,5	141,79	8,784	7	0*
Dip çamuru-Yaprak	1063	144,12	7,376	7	0*
Gövde-Yaprak	-182,5	48,19	-3,787	7	0,007*

* $p \leq 0,05$

Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan demir miktarları arasında istatistiksel olarak; ikinci derece bir denklemlerle ifade edilebilen bir ilişki bulunmuştur (Şekil 2). Buna göre dip çamurundaki demir miktarının artışına bağlı olarak bitkide bulunan demir miktarı da artış göstermektedir. Bu sonuca göre ortamdaki demir kirliliği, bitki tarafından da önemli ölçüde temizlenmektedir.



Şekil 2. Başaklı sucivanperçemi'nin gövde ve yaprakları ile dip çamurunda demir (Fe^{+2}) kirliliği dağılımı ve ilişki modeli

Figure 2. Distribution of iron (Fe^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud and correlation model

Dip çamuru örneklerinde saptanan demir miktarları ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak pozitif yönlü $p \leq 0,05$ düzeyinde bir ilişki bulunmuştur (Tablo 3). Ancak gövde ile yaprak örneklerinde ölçülen demir değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel bakımdan anlamlı bir ilişki bulunamamıştır. Porsuk barajı girişinde oldukça yüksek ölçülen demir kirlilik düzeyleri baraj çıkışında düşmüştür. Buna göre barajda demirin bir kısmı organizmalar bir kısmı da sedimentler tarafından tutulmaktadır.

Belirlenen 8 örnekleme noktasından alınan bitkinin gövdesi ile dip çamuru örneklerinde saptanan demir miktarları ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak pozitif yönlü bir ilişki bulunmuştur (Tablo 3). Ancak yaprak örneklerinde ölçülen demir değerleri ile kaynaktan uzaklık arasındaki ilişki anlamlı bulunmamıştır.

Tablo 3. Dip çamuru, Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi ve yaprağında ölçülen demir (Fe^{+2}) değerleri ile kaynaktan uzaklık ilişkisi

Table 3. Correlation between distance of origin and measured iron (Fe^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves.

Mesafe (Km)	Materyal	Sabit D_0	Regresyon Katsayısı (D_1)	Kararlılık Katsayısı (R^2)	Standart Hata (St)
12-70	Dip çamuru	87,899	22,316	0,923*	220,678
70-152	Dip çamuru	-1853,682	25,986	0,851*	1038,554
12-70	Gövde	150,403	2,505	0,766*	47,572
70-152	Gövde	-1947,080	16,835	0,965**	307,163
12-70	Yaprak	219,134	-1,105	0,023	246,094
70-152	Yaprak	57,104	3,155	0,020	2081,132

* 0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki; ** 0,01 düzeyinde anlamlı bir ilişki

3.2. Kadmiyum (Cd^{+2}) kirliliği ilişkisi

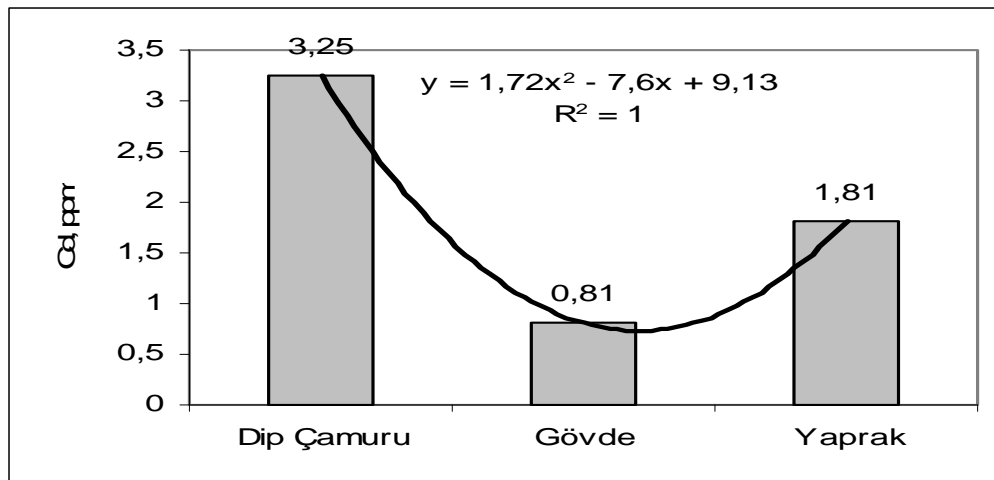
Elde edilen veriler topluca değerlendirildiğinde bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan kadmiyum (Cd^{+2}) konsantrasyonlarının birbirlerinden farklı olduğu ve bunun istatistiksel olarak anlamlı olduğu bulunmuştur (Tablo 4). Buna göre ortamdaki kadmiyum kirliliği dip çamurunda yoğunlaşırken, bitki tarafından da önemli ölçüde alındığı anlaşılmaktadır. Ancak yaprakta bulunan kadmiyum birikimi gövdede bulunan miktardan daha fazla olmakla birlikte aralarındaki ilişki istatistiksel bakımdan anlamlı bulunmamıştır. Buna göre kadmiyum bitkinin gövde ve yaprakları tarafından yaklaşık birbirine yakın oranlarda biriktirilmektedir.

Tablo 4. Başaklı sucivanperçemi'nin gövde ve yaprakları ile dip çamurunda kadmiyum (Cd^{+2}) kirliliği ilişki düzeyleri

	Eşleştirilmiş Ortalama	Farklar Std. Hata Ortalaması	t	df	Sig. (2-tailed)
Dip çamuru-Gövde	2,44	0,59	4,108	7	0,005*
Dip çamuru-Yaprak	-180,5	32,04	-5,633	7	0,001*
Gövde-Yaprak	-1	0,66	-1,512	7	0,174

* $p \leq 0,05$

Tüm örnek alanlardan elde edilen veriler topluca değerlendirildiğinde bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan kadmiyum miktarları arasında, istatistiksel olarak; ikinci derece bir denklemle ifade edilebilen bir ilişki bulunmuştur (Şekil 3). Buna göre dip çamurundaki kadmiyum miktarına bağlı olarak, bitkide bulunan kadmiyum miktarı da artış göstermektedir.



Şekil 3. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan kadmiyum (Cd^{+2}) kirliliği dağılımı ve ilişki modeli

Figure 3. Distribution of cadmium (Cd^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud and correlation model

Örnekleme noktalarından toplanan dip çamuru, bitkinin gövde ve yaprak örneklerinde ölçülen kadmiyum değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamaktadır (Tablo 5).

Tablo 5. Dip çamuru, Başaklı sucivanperçemi'nin gövde ve yaprağında ölçülen kadmiyum (Cd^{+2}) değerleri ile kaynaktan uzaklık ilişkisi

Table 5. Correlation between distance of origin and measured cadmium (Cd^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves.

Mesafe (Km)	Materyal	Sabit D_0	Regresyon Katsayısı (D_1)	Kararlılık Katsayısı (R^2)	Standart Hata (St)
12-70	Dip çamuru	2,997	0,041	0,229	2,266
70-152	Dip çamuru	1,345	0,002	0,001	5,914
12-70	Gövde	1,157	-0,001	0,001	0,988
70-152	Gövde	-0,984	0,012	0,736	0,685
12-70	Yaprak	1,672	-0,010	0,046	1,532
70-152	Yaprak	2,873	-0,013	0,035	6,555

* 0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki; ** 0,01 düzeyinde anlamlı bir ilişki

3.3. Nikel (Ni^{+2}) kirliliği ilişkisi

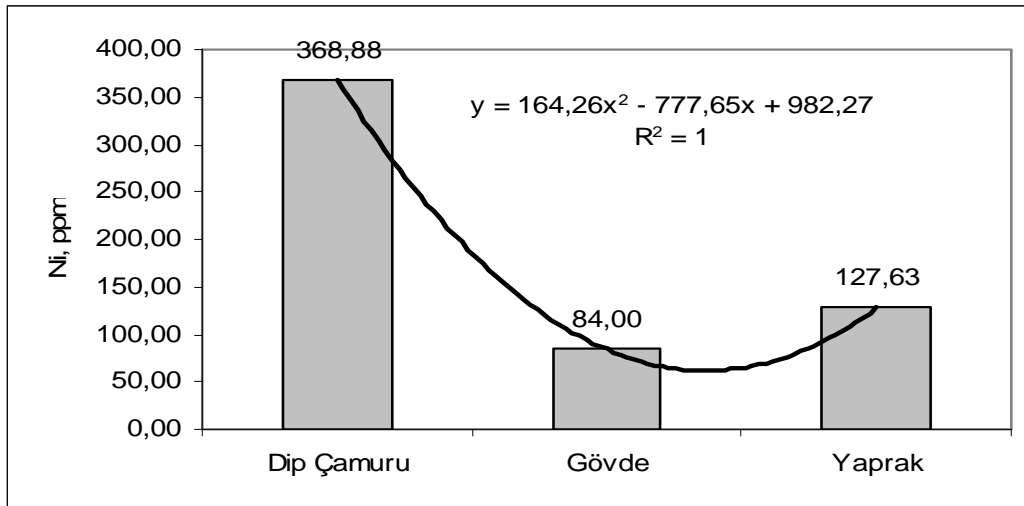
Bitkinin gövde ve yaprakları ile Porsuk Çayının dip çamurunda saptanan nikel miktarlarının birbirlerinden farklı olduğu ve bunun istatistiksel olarak $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı olduğu bulunmuştur (Tablo 6). Ortamdaki nikel kirliliği dip çamurunda daha fazla olup, bitki tarafından önemli ölçüde absorbe edildiği görülmektedir. Ayrıca bitki yapraklarında tutulan nikel miktarının gövdede tutulan miktardan daha fazla olduğu ve bunun istatistiksel bakımdan önemli olduğu bulunmuştur.

Tablo 6. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda nikel (Ni^{+2}) kirliliği ilişki düzeyleri

	Eşleştirilmiş Farklar		t	df	Sig. (2-tailed)
	Ortalama	Std. Hata Ortalaması			
Dip çamuru-Gövde	284,88	86,85	3,28	7	0,013*
Dip çamuru-Yaprak	241,25	93,17	2,589	7	0,036*
Gövde-Yaprak	-43,63	16,66	-2,618	7	0,035*

* $p \leq 0,05$

Başaklı Sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda belirlenen nikel miktarları arasında istatistiksel olarak; anlamlı, bir ilişki bulunmuştur (Şekil 4). Buna göre dip çamurundaki nikel miktarının artmasına bağlı olarak bitkide bulunan nikel miktarı da artış göstermektedir.



Şekil 4. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan nikel (Ni^{+2}) kirliliği dağılımı ve ilişki modeli

Figure 4. Distribution of nickel (Ni^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud and correlation model

Çalışma alanlarından toplanan bitkinin gövde örnekleri ile aynı örnekleme noktalarından alınan dip çamuru örneklerinde saptanan nikel miktarları ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak pozitif yönlü $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunmuştur (Tablo 7). Ancak bitkinin yaprak örneklerinde ölçülen nikel değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunamamıştır.

Tablo 7. Dip çamuru, Başaklı sucivanperçemi'nin gövde ve yaprağında ölçülen nikel (Ni^{+2}) değerleri ile kaynaktan uzaklık ilişkisi

Table 7. Correlation between distance of origin and measured nickel (Ni^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves.

Mesafe (Km)	Materyal	Sabit D_0	Regresyon Katsayısı (D_1)	Kararlılık Katsayısı (R^2)	Standart Hata (St)
12-70	Dip çamuru	15,824	5,016	0,932*	46,590
70-152	Dip çamuru	-1992,155	18,458	0,845*	694,526
12-70	Gövde	10,783	0,996	0,945*	8,254
70-152	Gövde	-459,192	4,277	0,935*	107,213
12-70	Yaprak	77,553	-0,109	0,003	69,020
70-152	Yaprak	82,634	0,741	0,020	493,505

* 0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki

3.4. Kurşun (Pb^{+2}) kirliliği ilişkisi

Bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan; kurşun (Pb^{+2}) kirliliği dip çamurunda yoğunlaşırken, bitki gövde ve yaprakları tarafından da belli ölçüde alındığı görülmektedir. Ancak bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan kurşun birikimleri birbirlerinden farklı olmakla birlikte, aralarındaki bu fark istatistiksel bakımdan önemli bulunmamıştır (Tablo 8).

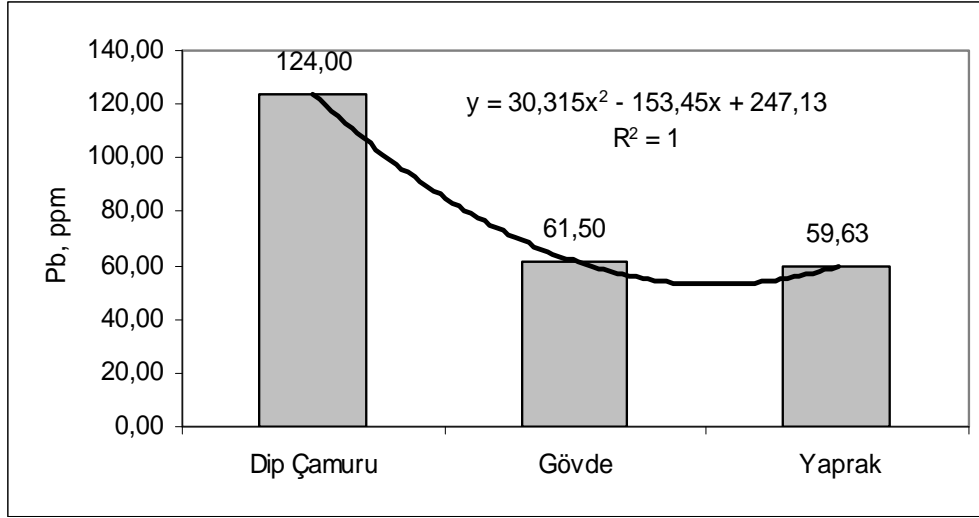
Tablo 8. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda kurşun (Pb^{+2}) kirliliği ilişki düzeyleri

Table 8. Correlation degrees of lead (Pb^{+2}) pollution and Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud

	Eşleştirilmiş Farklar		t	df	Sig. (2-tailed)
	Ortalama	Std. Hata Ortalaması			
Dip çamuru-Gövde	62,5	36,77	1,7	7	0,133
Dip çamuru-Yaprak	64,38	44,13	1,459	7	0,188
Gövde-Yaprak	1,88	10,8	0,174	7	0,867

* $p \leq 0,05$

Bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda saptanan kurşun miktarları arasında istatistiksel olarak; ikinci derece bir denklemle ifade edilebilen anlamlı bir ilişki bulunmuştur (Şekil 5). Buna göre dip çamurundaki kurşun miktarının artmasına bağlı olarak bitkide bulunan kurşun miktarı da artış göstermektedir.



Şekil 5. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda kurşun (Pb^{+2}) kirliliği dağılımı ve ilişki modeli

Figure 5. Distribution of lead (Pb^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud and correlation model

Belirlenen örnekleme noktalarından toplanan bitkinin gövde ve yaprak örnekleri ile aynı örnekleme noktalarından alınan dip çamuru örneklerinde saptanan kurşun miktarları ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak pozitif yönlü $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunmuştur (Tablo 9).

Tablo 9. Başaklı Sucivanperçemi'nin gövde, yaprak ve dip çamurunda ölçülen kurşun (Pb^{+2}) değerleri ile kaynaktan uzaklık ilişkisi

Table 9. Correlation between distance from origin and measured lead (Pb^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves.

Mesafe (Km)	Materyal	Sabit D_0	Regresyon Katsayısı (D_1)	Kararlılık Katsayısı (R^2)	Standart Hata (St)
12-70	Dip çamuru	-84,126	7,073	0,984**	31,128
70-152	Dip çamuru	-127,283	1,476	0,718*	88,135
12-70	Gövde	-91,510	5,643	0,908*	61,525
70-152	Gövde	-155,345	1,542	0,771*	80,217
12-70	Yaprak	-62,359	4,383	0,969*	26,829
70-152	Yaprak	-161,210	1,502	0,896*	48,676

* 0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki; ** 0,01 düzeyinde anlamlı bir ilişki

3.5. Çinko (Zn^{+2}) kirliliği ilişkisi

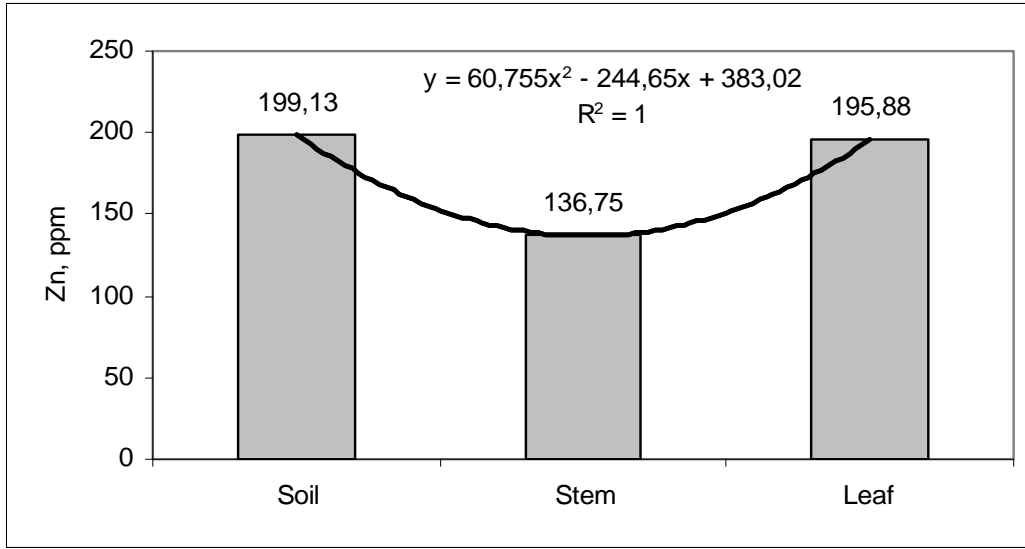
Çinko kirliliği dip çamurunda yoğunlaşırken, bitki gövde ve yaprakları tarafından da önemli ölçüde alınmaktadır. Özellikle yapraklarda bulunan çinko (Zn^{+2}) birikimi, dip çamurundaki miktara yakındır. Bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan Zn^{+2} birikimleri arasında az bir fark olmakla birlikte, aralarındaki fark istatistiksel bakımdan önemli bulunmamıştır (Tablo 10).

Tablo 10. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda çinko (Zn^{+2}) kirliliği ilişki düzeyleri
Table 10. Correlation degrees of zinc (Zn^{+2}) pollution and Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud

	Eşleştirilmiş Farklar		t	df	Sig. (2-tailed)
	Ortalama	Std. Hata Ortalaması			
Dip çamuru-Gövde	62,38	56,83	1,098	7	0,309
Dip çamuru-Yaprak	3,25	68,15	0,048	7	0,963
Gövde-Yaprak	-59,13	34,27	-1,725	7	0,128

* $p \leq 0,05$

Bitkinin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda bulunan Zn^{+2} miktarları arasında istatistiksel olarak; ikinci derece bir denklemle ifade edilebilen bir ilişki bulunmuştur (Şekil 6). Buna göre dip çamurundaki Zn^{+2} , bitki tarafından yoğun bir şekilde absorbe edilmektedir.



Şekil 6. Başaklı sucivanperçemi'nin gövdesi, yaprakları ve dip çamurunda çinko (Zn^{+2}) kirliliği dağılımı ve ilişki modeli

Figure 6. Distribution of zinc (Zn^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves and base mud and correlation model

Belirlenen örnekleme noktalarından toplanan Başaklı Sucivanperçemi'nin gövde ve yaprak örnekleri ile aynı örnekleme noktalarından alınan dip çamuru örneklerinde saptanan Zn^{+2} miktarları ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak pozitif yönlü $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunmuştur (Tablo 11).

Tablo 11. Dip çamuru, Başaklı sucivanperçemi'nin gövde ve yaprakta ölçülen çinko (Zn^{+2}) değerleri ile kaynaktan uzaklık ilişkisi

Table 11. Correlation between distance from origin and measured zinc (Zn^{+2}) pollution in Spiked water-milfoil's stem, leaves.

Mesafe (Km)	Materyal	Sabit D_0	Regresyon Katsayısı (D_1)	Kararlılık Katsayısı (R^2)	Standart Hata (St)
12-70	Dip çamuru	-121,520	9,605	0,925*	94,187
70-152	Dip çamuru	-498,768	4,519	0,999**	15,381
12-70	Gövde	27,002	2,674	0,731*	55,643
70-152	Gövde	-274,964	2,844	0,899*	90,888
12-70	Yaprak	108,754	1,939	0,748*	38,638
70-152	Yaprak	-864,435	8,123	0,805*	381,007

* 0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki; ** 0,01 düzeyinde anlamlı bir ilişki

4. Tartışma ve sonuçlar

Porsuk Çayında ağır metal kirliliğinin saptanması amacıyla Başaklı Sucivanperçemi (*Myriophyllum spicatum*) gövde ve yaprakları biyomonitör olarak kullanılmıştır. Aynı noktalardan dip çamuru örnekleri de alınarak kimyasal analize tabi tutulmuştur. Ayrıca kaynaktan uzaklaştıkça elde edilen veriler ile mesafe arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişkinin olup olmadığı da araştırılmıştır.

Porsuk çayında kirli bölgelerden alınan *Rana ridibunda* kan örneklerinde mikronükleus oluşumunda bir artış olduğu ve bunun endüstriyel ve tarımsal kirlenmenin organizmalar üzerinde klastojenik etkiler gösterdiği, dolayısıyla bölgede yaşayan insan topluluğu üzerinde de benzer etkilerin olabileceği bildirilmektedir (Saleh and Zeytinoğlu, 2001).

Yapılan bir diğer çalışmada ise ağır metal kirliliğini saptamak amacı ile biyoindikatör olarak *Phragmites australis* ve *Sparganium erectum* yaprakları kullanılmış ve Porsuk çayında ağır metal (Cd, Zn, Cu, Pb) kirlilik düzeylerinin kabul edilebilir sınırların çok üzerinde olduğu bulunmuştur (Yücel vd., 1995).

Güney-Batı Polonya'da yapılan benzer bir çalışmalarda, *Potamogeton pectinatus* ve *Myriophyllum spicatum*'un ağır metal içeriği araştırılmış ve *M. spicatum*'da Cd⁺² miktarı 7.1-8.8 mg/kg, Ni⁺² miktarı 18-19 mg/kg, Pb⁺² miktarı 469-850 mg/kg ve Zn⁺² miktarı 313-315 mg/kg; *Potamogeton pectinatus*'da Cd⁺² miktarı 1.1-1.5 mg/kg, Ni⁺² miktarı 57-59 mg/kg, Pb⁺² miktarı 151-237 mg/kg ve Zn⁺² miktarı 246-272 mg/kg olarak bulunmuştur (Samecka-Cymerman ve Kempers, 2004). Bu çalışma sonuçları ile Polonya'da ölçülen değerler karşılaştırıldığında; Porsuk Çayında, bitkide bulunan Cd⁺² miktarının daha düşük, Ni⁺², Pb⁺² ve Zn⁺² miktarlarının daha yüksek olduğu görülmektedir.

Sıvacı vd.(2004), *Myriophyllum spicatum* ve *M. triphyllum* türleri kullanılarak ağır metallere kadmiyumun ortamdaki uzaklaştırılmasını incelemiş ve bu türlerin ağır metallere uzaklaştırılmasına katkıda bulunabileceğini bildirmişlerdir. Yapılan bir diğer araştırma da ise; *Myriophyllum spicatum* bitkisinin maksimum adsorbsiyon kapasitesini; Cu⁺² için 10.37 mg/g, Zn⁺² için 15.59 mg/g ve Pb⁺² için 46.49 mg/g olarak tespit edilmiştir (Keskinkan vd., 2003).

Toprakta izin verilebilir sınır demir (Fe⁺²) değeri 50 mg/kg olarak; bitkide izin verilebilir demir sınır değerleri ise 50-150 mg/kg arasında olduğu bildirilmektedir (Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Boşgelmez vd., 2001; Romheld and Marschner, 1991).

Bu çalışmada; dip çamuru örneklerinde ölçülen demir değerleri; 20,4-2097 ppm arasında, Başaklı Sucivanperçemi gövde örneklerinde 20,5-740 ppm ve yaprak örneklerinde 40,5-988,5 ppm arasında tespit edilmiştir. Elde edilen veriler izin verilen sınır değerler ile karşılaştırıldığında, Porsuk çayında, bitkide izin verilen sınır değerler üzerinde ve yoğun bir demir kirliliği olduğu görülmektedir. Kaynaktan uzaklaştıkça dip çamuru ve bitkinin gövde örneklerinde ölçülen demir değerlerinde artış olduğu, elde edilen veriler ile mesafe arasında istatistiksel olarak p<0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunduğu belirlenmiştir. Başaklı Sucivanperçemi yaprak örneklerinde ölçülen demir değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında ise istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamaktadır.

Toprakta izin verilebilir sınır kadmiyum (Cd⁺²) değerleri 1-3 mg/kg arasında olmaktadır (Anonim, 1986; Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Boşgelmez et al., 2001; Romheld ve Marschner, 1991). Bitkide izin verilebilir kadmiyum sınır değerleri ise 0,03-3 mg/kg arasındadır (Markert,1994; Bergman,1983; Ross,1994; Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Boşgelmez et al., 2001; Romheld ve Marschner, 1991).

Bu çalışmada; dip çamuru örneklerinde ölçülen kadmiyum değerleri; 0,5-7 ppm arasında, Başaklı Sucivanperçemi bitkisinin gövde örneklerinde 0,5-2 ppm arasında ve yaprak örneklerinde 0,5-3 ppm arasında olduğu tespit edilmiştir. Ölçülen değerler doğrultusunda; Kütahya giriş, Kütahya çıkış ve Porsuk Barajı girişinden alınan dip çamuru örneklerinde kadmiyum kirliliğinin sınır değerlerin üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Porsuk barajına kadar göreceli olarak artan kadmiyum miktarının, baraj çıkışından itibaren daha düşük seviyelerde olduğu görülmektedir. Bu da kadmiyumun bir şekilde barajda tutulduğunu göstermektedir. Bitkinin gövde ve yaprak örneklerinde ölçülen kadmiyum değerleri ise izin verilebilir sınır değerlerin üzerine çıkmadığı görülmüştür. Tüm sonuçlar kaynaktan uzaklık bakımından değerlendirildiğinde; dip çamuru, bitkinin gövde ve yaprak örneklerinde ölçülen kadmiyumun değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamıştır.

Toprakta izin verilebilir sınır nikel değerleri 30-75 mg/kg olmaktadır (Anonim, 1986; Baumbach, 1996; Boşgelmez vd, 2001; Romheld ve Marschner, 1991). Bitkide izin verilebilir Ni⁺² limit değerleri 25-40 mg/kg arasında olmaktadır (Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Romheld ve Marschner, 1991).

Bu çalışmada; dip çamuru örneklerinde ölçülen nikel (Ni⁺²) değerleri; 85-1006 ppm arasında, Başaklı Sucivanperçemi'nin gövde örneklerinde 27-204,5 ppm arasında ve yaprak örneklerinde 28,5-312,5 ppm arasında tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında, dip çamurunda ölçülen değerlerin izin verilebilir sınır değerden yaklaşık 13 kat; bitki örneklerinde ölçülen nikel miktarının ise 7 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Buna göre porsuk çayında yoğun bir şekilde nikel kirliliği olduğu ve bazı önlemler alınmasının zorunlu olduğu açıkça görülmektedir. Kaynaktan uzaklaştıkça dip çamuru ve bitkinin gövde örneklerinde ölçülen nikel değerlerinde artış olduğu, elde edilen veriler ile mesafe arasında istatistiksel olarak p<0,05 düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunduğu belirlenmiştir. Bitkinin yaprak örneklerinde ölçülen nikel değerleri ile kaynaktan uzaklık arasında ise istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki bulunmamıştır.

Toprakta izin verilebilir sınır kurşun değerleri 50-100 mg/kg olarak (Anonim, 1986; Fergusson, 1990; Boşgelmez vd., 2001; Romheld ve Marschner, 1991); bitkide izin verilebilir kurşun sınır değerleri ise 1 ppm olarak bildirilmiştir (Markert, 1994; Bergman, 1983).

Bu çalışmada; dip çamuru örneklerinde ölçülen kurşun (Pb^{+2}) değerleri; 16-404 ppm arasında, Başaklı Sucivanperçemi'nin gövde örneklerinde 13-302,5 ppm arasında ve yaprak örneklerinde 1-235 ppm arasında tespit edilmiştir. Bitkinin gövde ve yaprak örneklerinin kimyasal analizi sonucunda elde edilen değerler izin verilebilir sınır değerlerin oldukça üzerinde bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında, dip çamurunda ölçülen kurşun miktarının izin verilebilir sınır değerden yaklaşık 4 kat; bitki örneklerinde ölçülen kurşun miktarının ise 302 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Su kaynağından uzaklık ile; dip çamuru ve Bitkinin gövde ve yaprak örneklerinde ölçülen kurşun değerleri arasında istatistiksel olarak pozitif yönde $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı bir ilişki bulunduğu belirlenmiştir. Buna göre kaynaktan uzaklaştıkça kurşun kirliliği de artmaktadır.

Toprakta izin verilebilir sınır çinko değerleri 150-300 mg/kg (Anonim, 1986; Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Boşgelmez vd., 2001; Romheld ve Marschner, 1991); bitkide izin verilebilir çinko limit değerleri 80-200 mg/kg arasında olması gerektiği bildirilmektedir (Fergusson, 1990; Baumbach, 1996; Boşgelmez vd., 2001; Romheld ve Marschner, 1991).

Bu çalışmada; dip çamuru örneklerinde ölçülen çinko (Zn^{+2}) değerleri; 18-589 ppm arasında, Başaklı Sucivanperçemi'nin gövde örneklerinde 60-235,5 ppm arasında ve yaprak örneklerinde 110-465,5 ppm arasında tespit edilmiştir. Kütahya çıkış ve Porsuk Barajından alınan dip çamuru ve bitkinin gövde örneklerinde, Kütahya giriş, Kütahya çıkış, Porsuk Barajı ve Eskişehir çıkıştan alınan bitkinin yaprak örneklerinde ölçülen çinko değerleri izin verilebilir sınır değerlerin üzerinde bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında, dip çamurunda ölçülen çinko miktarının izin verilebilir sınır değerden yaklaşık 1,9 kat; bitki örneklerinde ölçülen çinko miktarının ise 2,3 kat daha fazla olduğu görülmektedir.

Su kaynağından uzaklaştıkça dip çamuru ve bitkinin gövde ve yaprak örneklerinde ölçülen çinko değerleri arasında istatistiksel olarak pozitif yönde $p \leq 0,05$ düzeyinde anlamlı bir ilişki olduğu belirlenmiştir. Bu sonuca göre Porsuk çayının kaynağından uzaklaştıkça çinko kirliliği de artmaktadır.

Kıta içi su kaynaklarının su kalite kriterlerine göre Porsuk çayı; Ağaçköy Regülatöründen Kütahya Belediyesi Atık Su Arıtma Tesislerine kadar **1. sınıf (temiz su) fosfor açısından 2. sınıf**, daha sonra birçok parametreler açısından **4. sınıf (çok kirlenmiş su)** yani hiçbir amaçla kullanılmaması gerekli su durumuna gelmekte ve bu şekilde Porsuk Barajı rezervuarına girmekte; Porsuk Baraj çıkışında ise Amonyak ve Fosfor bakımından ancak **3. sınıfa** düşmekte; Eskişehir Bölümünde ise Eskişehir Büyükşehir Belediyesi Evsel Atıkların hemen öncesinde **temiz (2. sınıf)** olan değerler, Eskişehir Şeker Fabrikaları ve Eskişehir Belediyesi Evsel Atıklarından hemen sonra **çok kirlenmiş (4. sınıf)** değerlere ulaşmaktadır (Anonim, 2008). Bu sonuçlara göre Porsuk çayı bir çok parametre açısından çok kirlenmiş (**4. Sınıf**) su kalitesinde olup hiçbir amaçla kullanılmaması gerekli su durumunda olmasına karşın tarımsal amaçlı kullanılmasının yanı sıra, Eskişehir'in içme-kullanma suyu olarak kullanılıyor olması insan sağlığı açısından önemli risk oluşturmaktadır.

Yapılan bu araştırma sonucunda elde edilen sonuçlar topluca değerlendirildiğinde, Porsuk çayında izin verilebilir sınır değerlerin üzerinde bir ağır metal kirliliğinin olduğu saptanmıştır. Ayrıca Başaklı Sucivanperçemi (*Myriophyllum spicatum*) bitkisinin ağır metalleri absorbe ettiği ve kirliliği su ortamlarının temizlenmesinde kullanılabilecek özelliklere sahip olduğu belirlenmiştir.

Teşekkür

Makalenin yayına hazırlık aşamasındaki katkılarından dolayı Doç.Dr. Yunus DOĞAN'a ve Doç Dr. Aykut GÜVENSEN'e teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Anonim. 2008. Çevre ve Orman Bakanlığı DSİ Havza kirliliği konferansı. Güneş Ofset. İzmir.
- Anonim. 1986. Avrupa Topluluğu Konseyi, Kanalizasyon atıklarının tarımda kullanılması halinde çevrenin ve özellikle toprağın korunması hakkında 12 Haziran 1986 tarihli Konsey Direktifi (86/278/EEC).
- Aiken, S.G., Newroth, P.R, Wile I. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. Canadian Journal of Plant Science. 59. 201–215.
- Baumbach, G. 1996. Air Quality Control. Springer. Berlin.
- Bereket, G., Yücel, E. 1990. Monitoring of heavy metal pollution of traffic origin in Eskişehir. Doğa Türk Kimya Dergisi. 14. 4: 266-271.
- Bergman, W. 1983. Forbatlas Emahrungsstorungen bei Kulturpflanzen fur den Gebrauch im Eldbestand. VEB Gustov Fischer Verlag, Jena. Germany.
- Boşgelmez A., Boşgelmez İ.İ., Savaşçı S., Paslı N. 2001. Ekoloji-II Toprak. Başkent Klişe Matbaacılık., Ankara.
- Carpenter, S.R., Lodge, D.S. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquatic Botany 23. 341–370.

- Çavuşoğlu, K., Kılıç, S., Kılıç, M. 2009. Effects of lead (Pb) pollution caused by vehicles on the anatomy of pine (*Pinus nigra* Arn. subsp. *pallasiana*) and cedar (*Cedrus libani* A. Rich.) leaves. *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)*, Volume 2/3. 92-98.
- Çelik S., Yücel E., Çelik S., Gücel S., Öztürk M. 2010. Carolina poplar (*Populus x canadensis*) as a biomonitor of trace elements in Black sea region of Turkey. *Journal Of Environmental Biology*. 31. 225-235.
- Fergusson, J. 1990. The heavy elements: Chemistry, Environmental Impact and Health effects. Reader in Chemistry. University of Canterbury. Pergamon Pres. New Zeland.
- Gücel, S., Öztürk, M., Yücel, E., Kadis, C., Güvensen, A. 2009. Studies on trace metals in soils and plants growing in the vicinity of copper mining area - Lefke, Cyprus. *Fresenius Environmental Bulletin*. Volume 18/3. 360-368.
- Halvin, J.L. Soltanpour P.N. 1980. A nitric acid plant tissue digest method for use with inductively-coupled plasma spectrometry. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal*. 11. 969-80.
- Hashim, M.A., Chu, K.H., 2003. Biosorption of cadmium by brown, green, and red seaweeds. *Chemical Engineering Journal*. 97 (2-3). 249-255.
- Keskinkan O., Göksoy M.Z.L., Yüceler A., Başbüyük M. Ve Forster C.F. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry* 39.179-183.
- Kılıç S., Çavuşoğlu K., Kılıç M. 2009. The effects of lead (Pb) pollution caused by vehicles on the pollen germination and pollen tube growth of apricot (*Prunus armeniaca* cv. Sekerpare). *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)*, Volume 2/3. 23-28
- Kuyucak N, Volesky B. 1989. Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. *Biotechnol Lett* 1989;10:137-42.
- Lacher C, Smith RW. 2002. Sorption of Hg by *Potamogeton natans* dead biomass. *Min Eng*. 15:187-91.
- Markert, B. 1994. Plants of biomonitors-potential advantages and problems. In: Adriano, D.C., Chen, Z.S., Yang, S.S. (Eds.), *Biochemistry of trace elements. science of technology letters*, Nortwood, NY, pp. 601-613.
- Öztürk, M., Uysal, T., Güvensen, A. 1994. *Lemna minor* L.' ün su arıtımındaki rolü". XII.Ulusal Biyoloji Kongresi, Edirne, Cilt III, 68-70.
- Öztürk, M., Alyanak, İ., Sakçalı, S., Güvensen, A. 2005. Multipurpose Plant Systems for Renovation of Waste Waters. *The Arabian Journal for Science and Engineering*,30:17-28.
- Romheld, V., Marschner, H. 1991. Function of micronutrients in plants. In: Mortvelt, J.J. (Eds.), *Micronutrient in Agriculture*, second ed. SSSA Book Ser. 4. SSSA. Madison, WI.
- Ross, M.S., 1994. Sources and form of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: *Toxic Metals in Soil-Plant Systems* (ed M.S.Ross) pp.3- 25. John Wiley, Chichester.
- Samecka-Cymerman A. and Kempers A.J. 1994. Toxic metals in aquatic plants surviving in surface water polluted by copper mining industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 59. 64-69
- Saleh, K., Zeytinoğlu, H. 2001. Micronucleus test in peripheral erythrocytes of *Rana ridibunda* as an indicator of environmental pollution. *A. Ü. Bilim ve Teknoloji Dergisi*. Cilt 2/1. 77-82.
- Sawidis, T., Chettri, M.K., Zachariadis, G.A., Stratis, J.A. 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia. Greece. *Ecotoxicol Environ Safety*., 32. 73-80.
- Seçmen, Ö., Leblebici, E. 1997. Türkiye sulak alan bitkileri ve bitki örtüsü. E.Ü. Basımevi. İzmir.
- Sıvacı E.R., Sıvacı A., Sökmen M. 2004. Biosorption of cadmium by *Myriophyllum spicatum* L. and *Myriophyllum triphyllum* orchard. *Chemosphere*. 56. 1043-1048.
- Yan, G., Viraraghavan, T. 2003. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rrouxii*. *Water Research*. 37. 4486-4496.
- Yücel, E. 1996. Asya Servi Kavağı (*Populus usbekistanica* ssp. *usbekistanica* cv. "Afghanica") kullanılarak Kütahya ilinde trafik kökenli Pb, Cd ve Zn kirliliğinin araştırılması". *Doğa Türk Botanik Dergisi*. 20/2. 113-116.
- Yücel, E. Doğan, F., Öztürk, M.. 1995. Porsuk çayında ağır metal kirlilik düzeyleri ve halk sağlığı ilişkisi. *Ekoloji*. 17. 29-32.
- Yücel, E. Hatipoğlu A., Sözen E., Güner T. Ş. 2008. The effects of the lead (PbCl₂) on mitotic cell division of Anatolian Black Pine (*Pinus nigra* ssp. *pallasiana*). *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)*, Volume 1/2. 124-129.
- Yüce, G. 2007. Spatial distribution of groundwater pollution in the Porsuk river basin (PRB). Turkey. *International Journal of Environment and Pollution*. 30/3-4. 529 - 547.

(Received for publication 02 February 2010; The date of publication 01 August 2010)