

Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals in the sediment-plant system of Shadegan Wetland, Khuzestan Province

Nasrin Yavar Ashayeri^{1*}, Behnam Keshavarzi¹, Farid Moore¹

1- Department of Earth Sciences, College of Sciences, Shiraz University, Shiraz 71454, Iran

Keywords: Bioavailability, Bioaccumulation, Aquatic Macrophytes, Heavy Metals, Shadegan Wetland

1-Introduction

Aquatic macrophytes are widespread plant species that play an essential role in wetland biogeochemistry because they are the principal living accumulators of heavy metals through the active and passive circulation of elements (Bonanno et al., 2017). Due to the hyper absorption potential of heavy metals from the environment and accumulating in plant organs and their defense mechanism against metal pollution, some of the macrophytes can be used for the biomonitoring of aquatic pollution (Esmailzadeh et al., 2017; Zhou et al., 2008). Heavy metals may adversely affect the precarious stability of wetlands whose ecological importance for nutrient cycling and pollution control is widely recognized (Mitsch and Gosselink, 2007). In wetlands all over the world, many researchers have measured the metal accumulation in tissues of different plant species (Phillips et al., 2015; Ramachandra et al., 2018; Weis and Weis, 2004). The objectives of this study were to (i) determine the concentration of heavy metals in plants collected from Shadegan Wetland; and (ii) assess the phase partitioning behavior of selected metals and the ability of macrophytes to accumulate metals from sediments. Metal concentrations in plant tissues were then compared between species and against sediment concentrations to assess the ability of these plants to act as bio-indicators. As also expected, the levels of heavy metals would vary between the different plant parts, with higher concentrations in the root than above-ground organs.

2-Materials and methods

Shadegan Wetland is the largest wetland in southwestern Iran with an area of 537,700 ha and lies at the downstream of the Jarrahi river basin in Khuzestan Province, south-west Iran (Davodi et al., 2011). Kaffashi et al. (2011) reported 17 major plant communities comprised of 110 plant species within the wetland boundary. In November 2016, twenty plant samples were collected from abundant macrophyte species (*Typha latifolia*, *Halocnemum strobilaceum*, *Aeluropus lagopoides*, *Phragmites australis*, and *Scripus maritimus*). Sediment samples were collected at the same time as the plants. In the laboratory, all samples were dried and ground into a fine powder using an agate mortar (El Azhari et al., 2017).

Total concentrations of metals in the plant samples including (Mo, Cu, Pb, Zn, As, Se, Hg, Ni, Co, Cd, Cr, V, Mn, Al, and Fe) were measured using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) at Acme Analytical Laboratory, Canada. The modified BCR sequential extraction scheme was used for metal fractionation analysis. Trace element concentration in each fraction was determined by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) at Zarazma Mineral Studies Company (Iran).

Following analyses, values were determined for bioaccumulation factor (BAF) and translocation factor (TF) to assess element mobility in the study species (Chandra et al., 2017). Plants with both factors > 1 are suitable for phytoextraction while, plants with both factors < 1 are ideal for phytostabilization (Buscaroli, 2017). A modified BCR sequential chemical extraction was carried out to identify the distribution of elements (Pb, Zn, Ni, As, Co, Cr, Cu, V, Al, Mo, Mn, and Fe) in different geochemical sediment fractions for four samples. Mobility factor (MF) is commonly used to determine element mobility, which is calculated using the sum of the proportions of acid-extractable, reducible, and oxidizable fractions equation (Li et al., 2013).

3-Results and discussion

* Corresponding author: yavar.nasrin@gmail.com

DOI: 10.22055/AAG.2019.28736.1947

Received 2019-02-27

Accepted 2019-06-16

The mean concentration of heavy metals in the root and shoot of the selected five macrophyte species and sediments were determined separately (Table 1). The high mean level of Pb, Zn, As, and Al; Mo and Co; Se, V, Cr, and Fe; Cd and Ni; and Mn were found in *Aeluropus lagopoides*, *Typha latifolia*, *Scirpus maritimus*, *Halocnemum strobilaceum*, and *Phragmites australis*, respectively. Mean element concentrations showed the highest values in sediments except for Mo (in the shoot of *Halocnemum strobilaceum* and root of *Typha latifolia*, *Scirpus maritimus*, and *Phragmites australis*), Se (in shoot of *Scirpus maritimus* and *Halocnemum strobilaceum* and root of all plant species), and Mn (in root of *Phragmites australis*). Regarding organs, the highest concentrations were generally found to be in the roots, except for *Typha latifolia* for Mn. Therefore, these data suggest that the five plants have different capacities for metal uptake.

The results for the uptake of heavy metals from sediments to plants (BAF) and translocation within plants (TF) indicated significant differences in levels between different species and for different elements. The mean values of BAFshoots ranged from 0.01 (Fe) to 3.33 (Se). The BAF shoots values for were <1 for all elements except for Mo and Se (*Halocnemum strobilaceum* and *Typha latifolia*), As (*Aeluropus lagopoides* and *Phragmites australis*), and Se (*Scirpus maritimus*), indicating that these plants are an accumulator for Mo, Se, and As. Also, BAFroot values in all plants were below 1 (except for Mo, Se, and Hg), suggesting a low efficacy in the phytostabilization of metals in contaminated sediments. Generally, the higher bioaccumulation factors (BAF shoot and BAF root) were found in *Scirpus maritimus*. Values for heavy metal translocation factor (TF) varied appreciably for the different elements and between species. Plants with TF values >1 are classified as high-efficiency plants for metal translocation from roots to shoots (Ma et al., 2001). The values of TF for the different species were highest for *Typha latifolia* (Se= 3.27) and lowest for *Phragmites australis* (Co=0.04). The results revealed that heavy metals taken up by *Phragmites australis* were primarily retained in the roots, as shown by the TFs for shoot/root, which was lower than 1 (Fig. 1).

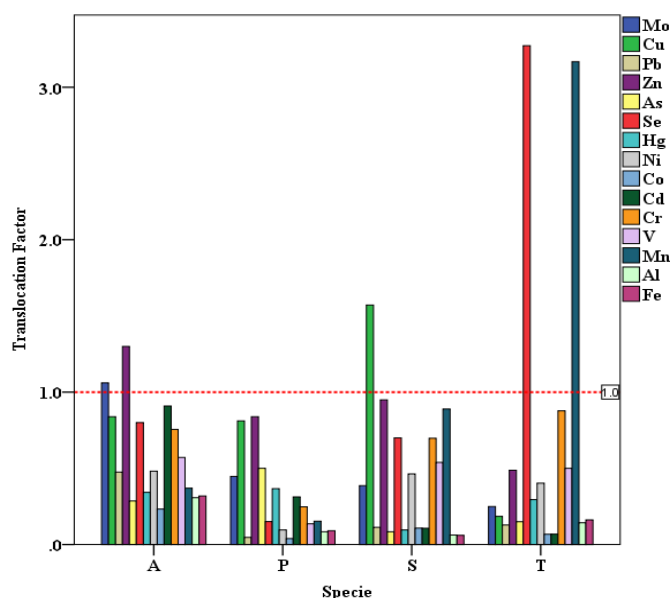
Sequential extraction data showed that for Mo, As, Fe, Zn, Al, Mn, and V, the reducible fraction was the most critical metal phase, but the detailed fraction ranking was element dependent (Table 2). The mean mobility factor for Pb, Ni, Zn, Co, Cu, Cr, V, Mn, Al, Fe, As, and Mo in sediment samples were 90.54, 76.76, 73.91, 66.46, 66.18, 63.20, 62.46, 59.71, 59.30, 56.30, 55.58, and 34.16 %, respectively. This result indicates that Pb, Ni, and Zn are the most likely to be taken up by plants. Arsenic and Mo can be regarded as the most stable elements due to their low mobility factors. However, the accumulations of heavy metals from sediment to any potential plants depend on the metal availability, chemical nature of other co-pollutants, pH of media, and rhizospheric bacterial community (Rosselli et al., 2003).

Table 1. Mean concentration of heavy metals (mg kg^{-1}) in shoots and roots of five abundant plant species (*Typha latifolia*, *Halocnemum strobilaceum*, *Aeluropus lagopoides*, *Phragmites australis* and *Scirpus maritimus*) and sediments.

Plant species		Mo	Cu	Pb	Zn	As	Se	Hg	Ni	Co	Cd	Cr	V	Mn	Al (%)	Fe (%)
	Shoot															
<i>Halocnemum strobilaceum</i>	H	1.85	5.03	0.34	12.60	0.08	1.07	0.02	6.27	0.37	0.13	3.00	2.00	27.67	0.02	0.03
<i>Aeluropus lagopoides</i>	A	0.82	5.04	0.80	19.00	0.29	0.93	0.02	3.90	0.59	0.04	6.47	3.33	58.67	0.02	0.03
<i>Scirpus maritimus</i>	S	1.02	1.61	0.20	13.43	0.12	1.67	0.02	2.43	0.22	0.01	5.20	2.67	131.67	0.02	0.01
<i>Typha latifolia</i>	T	1.27	4.14	0.13	15.05	0.25	0.85	0.02	1.20	0.18	0.04	2.40	1.50	126.50	0.02	0.01
<i>Phragmites australis</i>	P	0.88	4.70	0.18	14.60	0.15	0.78	0.01	4.08	0.21	0.02	8.04	4.00	153.60	0.02	0.01
	Root															
<i>Aeluropus lagopoides</i>	A	1.15	6.19	1.01	19.7	1.4	1.5	0.07	10.8	2.19	0.11	9.4	7	138	0.13	0.20
<i>Phragmites australis</i>	P	1.88	6.72	3.62	19.8	0.8	5.3	0.07	16.7	5.65	0.16	10.9	11	1013	0.24	0.39
<i>Scirpus maritimus</i>	S	2.82	4.34	1.33	17.7	0.9	2.0	0.09	13.6	1.95	0.07	19.5	13	243	0.12	0.31
<i>Typha latifolia</i>	T	3.73	6.33	1.72	23.4	0.5	1.1	0.07	7.2	5.18	0.11	6.5	6	89	0.07	0.16
Sediment		1.82	18.41	32.70	62.20	3.21	1.05	0.07	64.64	9.28	0.21	46.99	35.20	364.60	1.16	1.50

Table 2. Concentration of heavy metals extracted in each step of the sequential extraction procedure (%).

Element	Al	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn
F1 (%)	13.91	24.47	20.10	16.49	13.65	16.92	26.25	21.04	30.57	4.71	20.55	21.47
F2 (%)	37.77	18.60	36.07	36.94	41.63	28.61	17.26	10.85	36.49	9.03	25.99	27.71
F3 (%)	7.62	12.51	10.29	9.77	10.90	10.77	16.20	2.26	9.70	76.80	15.92	9.69
F4 (%)	40.70	44.42	33.54	36.80	33.82	43.70	40.29	65.84	23.24	9.46	37.54	41.14

Fig. 1. Translocation factors in various macrophyte species (*Aeluropus lagopoides* (A), *Typha latifolia* (T), *Scripus maritimus* (S), and *Phragmites australis* (P)).

4-Conclusion

Accumulation and distribution of heavy metals in the five macrophyte species (*Typha latifolia*, *Halocnemum strobilaceum*, *Aeluropus lagopoides*, *Phragmites australis*, and *Scripus maritimus*) of Shadegan wetland were investigated. All five species exhibited significantly higher concentrations of metals in roots than in aboveground organs. In the present study, the bioaccumulation factor (BAF) and translocation factor (TF) values were <1 for most of the heavy metals, suggesting that most of the investigated species are no strong accumulators of heavy metals and that translocation from roots to shoots is low. The aquatic plant *Scripus maritimus* revealed a high capacity to accumulate heavy metals in its tissues, and this plant may be used as an indicator of the presence and level of heavy metal contaminants in wetlands. The metal mobility sequence was $Pb > Ni > Zn > Co > Cu > Cr > V > Mn > Al > Fe > As > Mo$. The high mobility factor of Pb indicates this element concentration was mostly under the influence of anthropogenic sources.

References

- Bonanno, G., Borg, J.A., Di Martino, V., 2017. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. *Science of the Total Environment* 576, 796–806. Doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.171
- Buscaroli, A., 2017. An overview of indexes to evaluate terrestrial plants for phytoremediation purposes (Review). *Ecological Indicators* 82, 367–380. Doi:10.1016/J.ECOLIND.2017.07.003
- Chandra, R., Yadav, Sheelu, Yadav, Sangeeta, 2017. Phytoextraction potential of heavy metals by native wetland plants growing on chlorolignin containing sludge of pulp and paper industry. *Ecological Engineering* 98, 134–145. Doi:10.1016/J.ECOLENG.2016.10.017
- Davodi, M., Esmaili-Sari, A., Bahramifarr, N., 2011. Concentration of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some edible fish species from the Shadegan Marshes (Iran). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 294–300. Doi:10.1016/j.ecoenv.2010.07.045

- El Azhari, A., Rhoujjati, A., El Hachimi, M.L., Ambrosi, J., 2017. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144, 464–474. Doi:10.1016/J.ECOENV.2017.06.051
- Esmaeilzadeh, M., Karbassi, A., Bastami, K.D., 2017. Antioxidant response to metal pollution in *Phragmites australis* from Anzali wetland. *Marine Pollution Bulletin* 119, 376–380. Doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.030
- Kaffashi, S., Shamsudin, M.N., Radam, A., Rahim, K.A., Yacob, M.R., Muda, A., Yazid, M., 2011. Economic valuation of Shadegan International Wetland, Iran: notes for conservation. *Regional Environmental Change* 11, 925–934. Doi:10.1007/s10113-011-0225-x
- Li, H., Qian, X., Hu, W., Wang, Y., Gao, H., 2013. Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Science of the Total Environment*.
- Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., Kennelley, E.D., 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409, 579. Doi:10.1038/35054664
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands*. John Wiley & Sons.
- Phillips, D.P., Human, L.R.D., Adams, J.B., 2015. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination. *Marine Pollution Bulletin* 92, 227–232. Doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.038
- Ramachandra, T.V., Sudarshan, P.B., Mahesh, M.K., Vinay, S., 2018. Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. *Journal of Environmental Management* 206, 1204–1210. Doi:10.1016/J.JENVMAN.2017.10.014
- Rosselli, W., Keller, C., Boschi, K., 2003. Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. *Plant and Soil* 256, 265–272. Doi:10.1023/A:1026100707797
- Weis, J.S., Weis, P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*. Doi:10.1016/j.envint.2003.11.002
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*. Doi:10.1016/j.aca.2007.11.018

HOW TO CITE THIS ARTICLE:

Yavar Ashayeri, N., Keshavarzi, B., Moore, F., 2020. Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals in the sediment-plant system of Shadegan Wetland, Khuzestan Province. *Adv. Appl. Geol.* 9(4), 392-406.

DOI: 10.22055/AAG.2019.28736.1947

url: https://aag.scu.ac.ir/article_15073.html?lang=en

زیست‌دسترس‌پذیری و زیست‌انباشت فلزات سنگین در سیستم رسوب-گیاه تالاب شادگان، استان خوزستان

نسرین یاوورعشایری*

گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

بهنام کشاورزی

گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

فرید مر

گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۲۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۳/۱۹

*yavar.nasrin@gmail.com

چکیده

تالاب شادگان یکی از مهمترین و ارزشمندترین زیستگاه‌های آبی کشور است که از نظر زیست‌شناختی و بوم‌شناختی اهمیت زیادی در حیات‌وحش منطقه دارد. به منظور ارزیابی گونه‌های گیاهی به عنوان اندامگان نشانگر آلودگی فلزات سنگین در مطالعات زیست‌پایشی بوم‌سامانه آبی، در این پژوهش انباشت فلزات سنگین (مولیبدن، مس، سرب، روی، آرسنیک، سلنیم، جیوه، نیکل، کبالت، کادمیم، کروم، وانادیم، منگنز، آلومینیم و آهن) در ریشه و اندام هوایی ماکروفیت‌های نی (*Phragmites australis*)، لونی (*Typha latifolia*)، چمن‌شور (*Aeluropus lagopoides*)، باتلاقی‌شور (*Halocnemum strobilaceum*) و جگن (*Scripus maritimus*) تعیین شد. غلظت فلزات سنگین در ریشه‌ی هر پنج گونه از اندام‌هوایی بیشتر بود که بیانگر مناسب بودن این گونه‌ها به عنوان نشانگرهای حضور و میزان آلودگی فلزات سنگین در تالاب‌ها هستند. بیشترین مقدار ضریب زیست‌انباشت مربوط به عنصر سلنیم می‌باشد. همچنین غلظت سلنیم در گیاهان از رسوب بیشتر است. ضریب انتقال کمتر از یک برای تمام عناصر در گیاه نی نشان‌دهنده توانایی کم گونه گیاهی نی برای انتقال عناصر از ریشه به اندام‌های هوایی است. طبق نتایج استخراج گزینشی سه عنصر سرب، نیکل و روی بیشترین زیست‌دسترس‌پذیری را دارند.

کلمات کلیدی: زیست‌دسترس‌پذیری، زیست‌انباشت، ماکروفیت‌های آبی، فلزات سنگین، تالاب شادگان

۱- مقدمه

متفاوت می‌باشد (Baldantoni et al., 2004). برخی گونه‌های گیاهی فلزات سنگین را در ریشه خود ذخیره می‌کنند و انباشت‌های ریشه نامیده می‌شوند؛ درحالی‌که دیگر گونه‌ها انباشت‌های اندام‌های هوایی هستند (Aksoy et al., 2005). بنابراین، غلظت فلزات سنگین مختلف در اندام‌های گیاهی ممکن است مسیرهای متفاوت جذب را نشان دهد (Mazej and Germ, 2009). آلودگی زیست‌محیطی فلزات سنگین در حال تبدیل شدن به یک پدیده جهانی می‌باشد (Keshavarzi et al., 2013). همیشه مورد توجه بسیاری از پژوهشگران بوده است (Hornberger et al., 1999). فلزات سنگین به دلیل تداوم آن‌ها در محیط‌زیست و پتانسیل سمناکی برای اندامگان‌های زنده در بوم‌سم‌شناسی اهمیت ویژه‌ای دارند (Storelli et al., 2005). فلزات سنگین ممکن است اثرات نامطلوبی بر پایداری تالاب‌ها ایجاد کنند که از اهمیت بوم‌شناختی برای چرخه مواد مغذی و کنترل آلودگی برخوردارند (Bonanno et al., 2017). برخلاف آلاینده‌های آبی، فلزات سنگین معمولاً توسط فرایندهای طبیعی از بوم‌سامانه‌های آبی حذف نمی‌شوند. فلزات پس از انباشت در رسوبات بستر به زنجیره غذایی وارد می‌شوند و از طریق فرایندهای زیست‌انباشت و بزرگنمایی زیستی بوم‌سامانه‌های آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Maanan et al., 2015; Phillips et al., 2015). رسوبات اغلب به عنوان یک حامل و منبع ثانویه آلاینده‌ها در بوم‌سامانه‌های آبی عمل می‌کنند (El Azhari et al., 2017). فلزات سنگین به صورت‌های مختلفی با رسوبات همراه هستند و ارتباط

گیاهان آبی به‌عنوان فیلترهای زیستی غیرقابل جایگزین نقش مهمی در نگهداری بوم‌سامانه‌های آبی دارند (Hang et al., 2009). در این میان ماکروفیت‌های (درشت گیاهان) آبی توزیع گسترده‌ای در محیط‌های مرطوب مختلف از آب شیرین تا شور دارند و از نظر زیست‌توده، اندامگان‌های غالب در بوم‌سامانه‌های بارور ساحلی مانند تالاب‌ها و بستر دریاها هستند (Brix and Schierup, 1989). گیاهان از طریق انتقال فعال/غیرفعال عناصر نقش مهمی در زمین‌شیمی تالاب دارند. با توجه به ماهیت ثابت، این گیاهان دائماً در معرض آلاینده‌ها قرار می‌گیرند و می‌توانند برای پایش فلزات سنگین در تالاب‌ها مفید باشند، بنابراین با ایجاد زیست‌نشانگرهای درجای ایده‌آلی می‌توانند یک رویکرد بلند مدت مقرون به صرفه برای پایش آلودگی فلزات فراهم کنند. انتخاب گونه‌های گیاهی برای پایش زیستی به شرایط محلی و در دسترس بودن ماکروفیت‌ها بستگی دارد (Bonanno, 2011; Bose et al., 2008). زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین توسط گیاهان آبی به عوامل زیست‌شناختی (مانند سن و گونه گیاه) و غیرزیست‌شناختی مانند غلظت عناصر در محیط، دما، pH، شوری، زمان در معرض قرارگیری، نوع مکانیسم جذب، تمایل فلزات سنگین به محل‌های جذب سطحی، گونه عنصر و زمان نمونه‌برداری بستگی دارد (Bonanno and Lo, 2010; Mazej and Germ, 2009). بسته به نوع ماکروفیت‌های آبی، ظرفیت جذب فلزات سنگین توسط ریشه و انتقال آن‌ها به اندام‌های هوایی

تالاب را می‌پوشاند، لویی با نام محلی بردی (*Typha australis*)، این گونه در قسمت‌های شمالی و در کنار جاده‌های موجود در تالاب (آب‌های شیرین) رشد داشته و حدود ۲۰-۱۵ درصد سطح تالاب را می‌پوشاند. گونه نی با نام محلی قصب یا گسب (*Phragmites australis*)، بیشتر در حاشیه جاده آبادان - ماهشهر (آب‌های شیرین) دیده می‌شود و حدود ۵ درصد تالاب را اشغال می‌کند. علف‌شور (*Salsola sp.*)، در نقاط شرقی تالاب (آب‌های شور و لب‌شور) رشد می‌کند و حدود ۱۰ درصد تالاب را می‌پوشاند (Rahimi-Baloochi et al., 2015).

۲-۲- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

به منظور بررسی زمین‌شیمی گیاهان تالاب شادگان، ابتدا گونه یا گونه‌های دارای بیشینه توزیع جغرافیایی شناسایی شدند. پس از بازدید مقدماتی، فراوانی و پراکندگی گونه‌های مورد نظر به طور تقریبی مشخص شد. بسته به شرایط موجود در منطقه از نمونه‌های گیاهی غالب به عنوان شاخص زیستی انتقال عناصر در چرخه زیست‌شناختی، نمونه‌برداری شد (Hosseini Alhashemi et al., 2016; Nasirian et al., 2011). در مجموع ۲۰ نمونه از ۵ گونه گیاه نی (*Phragmites australis*)، لویی (*Typha latifolia*)، چمن‌شور (*Aeluropus lagopoides*)، باتلاقی‌شور (*Halocnemum strobilaceum*) و جگن (*Scripus maritimus*) در آبان ماه سال ۱۳۹۵ نمونه‌برداری شد. در هر ایستگاه همزمان با نمونه برداری گیاه، رسوبی که گیاه روی آن رشد کرده بود به روش ترکیبی و از عمق ۲۰-۳۰ سانتی‌متر نمونه برداشت و سپس به آزمایشگاه زمین‌شیمی دانشگاه شیراز منتقل شدند. در شکل ۱ و جدول ۱ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نام گونه‌های گیاهی آورده شده است.

نمونه‌های گیاه ابتدا جهت حذف ذرات رسوب و مواد چسبیده به آن‌ها یک بار با آب لوله‌کشی شهری و سپس سه بار با آب مقطر شسته و در دمای اتاق خشک شدند. پس از خشک شدن نمونه‌ها، ریشه و اندام‌های هوایی (ساقه و برگ) بطور جداگانه آسیاب شدند (Zhang et al., 2010; El Azhari et al., 2017). نمونه‌های رسوب نیز در دمای اتاق خشک و سپس از الک ۲۲۰ مش عبور داده شدند. تمام نمونه‌های گیاه و رسوب برای تجزیه عنصری به روش طیف‌سنج جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) به آزمایشگاه اکمه (ACME) کانادا ارسال شدند. برای تعیین تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری نسبی عناصر در نمونه‌های رسوب منطقه از روش BCR اصلاح شده استفاده گردید. برای این منظور ۴ نمونه با پراکندگی جغرافیایی مناسب انتخاب شد. پس از انجام آزمایش استخراج ترتیبی در آزمایشگاه مرکز پژوهشی زمین‌شناسی پزشکی دانشگاه شیراز، محلول‌های حاصل برای انجام تجزیه شیمیایی به روش طیف‌سنج نشر نوری-پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES) به آزمایشگاه زرآما تهران ارسال شدند. برای اطمینان از دقت نتایج حاصل از آزمایش استخراج ترتیبی، مجموع فلزات استخراج شده در مراحل مختلف با نتایج بدست آمده از هضم کلی مقایسه و درصد بازیافت (R%) با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$\text{Recovery (\%)} = (F1 + F2 + F3 + R) / TC \times 100$$

در این رابطه، F1، F2، F3 و R غلظت عنصر استخراج شده در هر کسر را نشان می‌دهد. TC غلظت کل هر عنصر در نمونه است. نتایج حاصل از معادله در محدوده ۸۰ تا ۱۲۰ قرار دارد که نتایج قابل اطمینان و معتبر است (Pérez-)

آنها تحرک و دسترس‌پذیری را تعیین می‌کند. این نوع ارتباط بین فلزات و رسوبات می‌تواند در جزئیات بیشتر با روش استخراج گزینشی مشخص شود (Taghinia Hejabi et al., 2011).

با توجه به وابسته بودن انباشت فلزات سنگین در اندامگان‌ها به غلظت آلاینده‌ها در محیط و مدت زمان در معرض قرارگیری، تجزیه بافت ماکروفیت‌های آبی می‌تواند اطلاعات یکپارچه‌ای از حضور آلاینده‌های سمی در بوم‌سامانه آبگین فراهم کند. در مطالعات متعددی از ماکروفیت‌های آبی به عنوان زیست‌نشانهگر آلودگی فلزات سنگین در بوم‌سامانه‌های آبگین مانند تالاب استفاده شده است (Bonanno et al., 2017; Phillips et al., 2015; Ramachandra et al., 2018; Weis and Weis, 2004). در این مطالعه نیز غلظت فلزات سنگین (مولیبدن، مس، سرب، روی، آرسنیک، سلنیم، جیوه، نیکل، کبالت، کادمیم، کروم، وانادیم، منگنز، آلومینیم و آهن) در ریشه و اندام‌های هوایی پنج گونه گیاهی نی (*Phragmites australis*)، لویی (*Typha latifolia*)، چمن‌شور (*Aeluropus lagopoides*)، باتلاقی‌شور (*Halocnemum strobilaceum*) و جگن (*Scripus maritimus*) و نمونه‌های رسوب مرتبط با گیاهان برداشت شده از تالاب شادگان بررسی شد. اهداف اصلی این مطالعه تعیین تفاوت‌های موجود در غلظت فلزات سنگین انباشته شده در اندام‌های گیاهی، ارزیابی مناسب بودن اندام‌های مختلف به عنوان زیست‌نشانهگر آلودگی فلزات سنگین در تالاب، بررسی میزان تحرک فلزات سنگین از ریشه به اندام‌های هوایی و تعیین تحرک‌پذیری برخی فلزات سنگین در رسوب تالاب شادگان است.

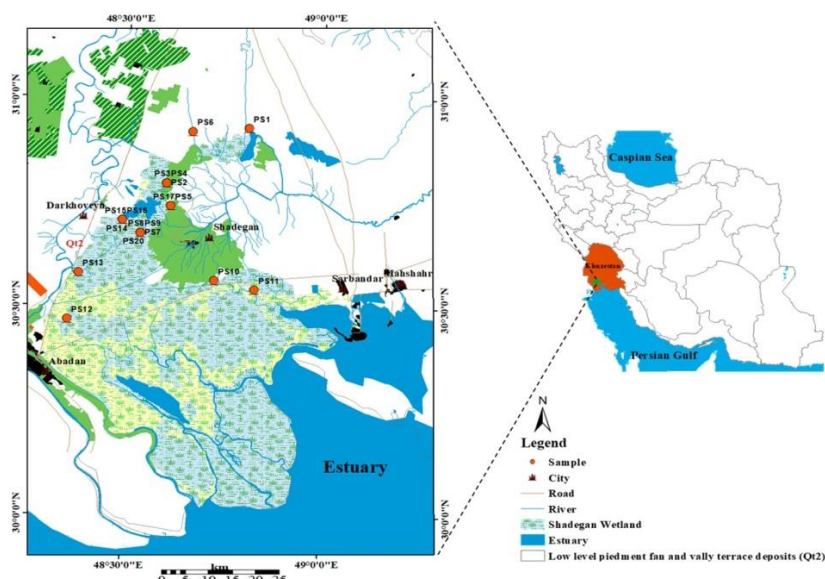
۲- روش کار

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

تالاب شادگان در محدوده جغرافیایی ۳۰ تا ۳۱ درجه شمالی و ۴۸ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۲۰ دقیقه شرقی و در پایین‌دست حوضه رودخانه جراحی در جنوب غرب ایران در استان خوزستان قرار دارد (Nasirian et al., 2013). این تالاب با مساحت ۵۳۷۷۰۰ هکتار بزرگ‌ترین تالاب ایران است و از جایگاه بین المللی برخوردار است. ۲۹۶۰۰۰ هکتار از مساحت آن (حدود ۵۴ درصد از تالاب) به عنوان "پناهگاه حیات وحش بین‌المللی شادگان" ثبت شده است (Chaharlang et al., 2016). سه بخش مجزای موجود در تالاب شادگان شامل آب شیرین، آب شور و منطقه بین جزر و مدی باعث شده انواعی از چرخه‌های بوم‌شناختی در آن وجود داشته باشد (Hosseini Alhashemi et al., 2011). مطالعات مدیریت زیست‌محیطی تالاب شادگان شرکت پندام، ۱۷ جامعه گیاهی شامل ۱۱۰ گونه گیاهی در این تالاب شناسایی کرده است که از لحاظ بوم‌شناختی یکی از متنوع‌ترین گنجینه‌های تالاب ایران است. مخلوط شدن آب رودخانه کارون و جراحی شرایط مناسبی را برای رشد این گیاهان به وجود آورده است. مهم‌ترین جامعه گیاهی آبی آن *Typha-Phragmites* است که در بخش‌های جنوبی این مجموعه جایگاه می‌شود که کاملاً به شوری آب مربوط است (Shadegan Wetland Management Plan, 2011). بطور کلی پوشش گیاهی تالاب شادگان از گیاهان هیگروفیت و مزوفیت دائمی و فصلی و پوشش گیاهی اراضی حواشی آن به جز نخلستان‌ها و زمین‌های زراعی از اجتماعات گیاهان هالوفیت تشکیل شده است. چهار گونه اصلی تالاب جگن با نام محلی چولان (*Cyperus maritimus*)، این گونه گیاهی که در قسمت‌های شمالی و مرکزی و غربی (آب‌های شیرین) رشد می‌کند و حدود ۷۰ درصد سطح

شده هر ۱۰ دقیقه یک بار انجام شد. بعد از یک ساعت محتوای بشر دوباره هم زده شد و pH رسوب با pH متر اندازه گیری گردید. شوری رسوب به غلظت نمک های غیر آلی انحلال پذیر در رسوب بستگی دارد. نمک های غیر آلی در رسوب معمولاً توسط آب یا ژل اشباع استخراج شده و اندازه گیری می شوند. کل محتوای نمک رسوب با اندازه گیری هدایت الکتریکی (EC) قابل تخمین است (Ryan et al., 2007). برای اندازه گیری هدایت الکتریکی بر اساس روش رایان و همکاران (Ryan et al., 2007)، مخلوط رسوب مانند روش اندازه گیری pH آماده شد. سپس این مخلوط با استفاده از پمپ خلا از فیلتر شماره ۴۲ Whatman صاف و هدایت الکتریکی محلول با استفاده از دستگاه EC متر اندازه گیری شد.

López et al., 2008). به دلیل تأثیر pH بر انحلال پذیری و زیست دسترس پذیری فلزات سنگین و ظرفیت تبادل کاتیونی در رسوبات دارای کلوئیدهای وابسته به pH (رس/هوموس)، این پارامتر شیمیایی اهمیت زیادی دارد. علاوه بر آن، pH رسوب نشانگر فرایندهای شیمیایی و راهنمای کمبود یا سمناکی عناصر است. در pH بالا دسترس پذیری بیشتر ریز مغذی ها (بجز بُر، آرسنیک، سلنیم و مولیبدن) کاهش می یابد (Ryan et al., 2007). برای تعیین pH، بر اساس روش رایان و همکاران (Ryan et al., 2007)، ۵۰ گرم رسوب ریزتر از ۲ میلی متر را داخل بشر ۱۰۰ میلی لیتری ریخته و ۵۰ میلی لیتر آب مقطر به آن اضافه شد. این مخلوط با یک همزن شیشه ای هم زده شد و ۳۰ دقیقه در دمای اتاق قرار گرفت؛ به طوری که در این فاصله زمانی هم زدن مخلوط تهیه



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی نمونه های گیاه برای تعیین غلظت فلزات سنگین در تالاب شادگان.

Fig. 1. Location of plant samples for heavy metals in the Shadegan wetland.

جدول ۱- موقعیت جغرافیایی، نام ایستگاه های نمونه برداری و مشخصات گیاهان در تالاب شادگان.

Table 1. Geographical location, sampling stations and characteristics of plant species in Shadegan Wetland.

Sample	X	Y	Station name	Specie
PS1	290515	3423715	North - east part of the wetland	<i>Halocnemum strobilaceum</i>
PS2	270274	3409343	Abuarabid village	<i>Aeluropus lagopoides</i>
PS3	270274	3409343	Abuarabid village	<i>Scripus maritimus</i>
PS4	270274	3409343	Abuarabid village	<i>Halocnemum strobilaceum</i>
PS5	271314	3403260	Downstream of Jaffal agriculture drainage	<i>Aeluropus lagopoides</i>
PS6	276706	3422916	Bahreh stream	<i>Typha latifolia</i>
PS7	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Phragmites Australis</i>
PS8	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Scripus maritimus</i>
PS9	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Typha latifolia</i>
PS10	281892	3383333	South part of the wetland	<i>Phragmites Australis</i>
PS11	291573	3380762	Khore Doragh port	<i>Halocnemum strobilaceum</i>
PS12	245953	3373374	Ends of cultivation and industry	<i>Phragmites Australis</i>
PS13	248727	3385703	Salmaneh village	<i>Phragmites Australis</i>
PS14	259529	3399550	Darkhouin-Shadegan road	<i>Phragmites Australis</i>
PS15	259529	3399550	Darkhouin-Shadegan road	<i>Phragmites Australis</i>
PS16	259529	3399550	Darkhouin-Shadegan road	<i>Scripus maritimus</i>
PS17	271314	3403260	Downstream of Jaffal agriculture drainage	<i>Aeluropus lagopoides</i>
PS18	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Phragmites Australis</i>
PS19	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Scripus maritimus</i>
PS20	263817	3396136	Sarakhiyeh village	<i>Typha latifolia</i>

۳-۲- ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در نمونه‌های گیاه

۳-۲-۱- شاخص زیست‌انباشت (Bioaccumulation factor)

شاخص زیست‌انباشت از نسبت غلظت عنصر در گیاه به غلظت آن در رسوب بدست می‌آید که بیانگر توانایی نسبی گیاه برای انتقال یا جذب عناصر از رسوب می‌باشد (Hendozko et al., 2010).

$$BAF_{shoot} = C_{shoot} / C_{sediment}$$

$$BAF_{root} = C_{root} / C_{sediment}$$

که C_{shoot} و C_{root} و $C_{sediment}$ به ترتیب غلظت عنصر در اندام هوایی، ریشه و رسوب است. گیاهان با مقادیر BAF_{shoot} بزرگ‌تر از ۱ گیاهان انباشتگر و گیاهان با مقادیر BAF_{shoot} کمتر از ۱، گیاهان دافع هستند (Baker, 1981). همچنین گیاهانی که BAF_{shoot} آنها بزرگ‌تر از ۱۰ است، ابرانباشتگر نامیده می‌شوند (Soltani et al., 2017).

۳-۲-۲- ضریب انتقال (Translocation Factor)

ضریب انتقال توانایی یک گیاه به انتقال عناصر از ریشه به اندام‌های هوایی می‌باشد و از رابطه زیر بدست می‌آید (Bose et al., 2008):

$$TF = C_{shoot} / C_{root}$$

که C_{shoot} و C_{root} به ترتیب غلظت عنصر در اندام هوایی و ریشه است. گیاهان با ضریب انتقال بیشتر از ۱، جزء گیاهان با راندمان زیاد برای انتقال عناصر از ریشه به اندام هوایی طبقه‌بندی می‌شوند (Soltani et al., 2017).

۳-۲-۴- تعیین تحرک پذیری فلزات سنگین

به‌دست آوردن شاخصی کمی برای مقایسه تحرک عناصر در محیط، یکی از روش‌های رایج و قابل اطمینان در ارزیابی خطر در محیط زیست است. توالی تحرک‌پذیری فلزات با استفاده از داده‌های حاصل از آزمایش استخراج ترتیبی از رابطه زیر بدست می‌آید:

$$Mobility Factor (MF) = F1 + F2 + F3$$

جدول ۲- خلاصه آماری غلظت فلزات سنگین در گیاهان (میلی گرم بر کیلوگرم).

Table 2. Summary statistics for heavy metal concentrations (mg kg⁻¹) in plants.

Element	Minimum	Maximum	Mean	Std. Deviation	Skewness	Kurtosis
Plant						
Mo	0.41	3.73	1.38	0.93	1.51	1.57
Cu	1.17	9.22	4.52	2.34	0.26	-0.84
Pb	0.05	3.62	0.64	0.86	2.49	7.00
Zn	7.50	25.60	15.94	4.74	0.17	-0.35
As	< 0.1	1.40	0.31	0.36	1.86	3.46
Se	0.50	5.30	1.33	1.18	2.56	6.87
Hg (μg kg ⁻¹)	9.00	94.00	29.25	25.07	1.66	1.43
Ni	0.80	16.70	5.45	4.12	1.52	2.07
Co	0.08	5.65	1.00	1.62	2.33	4.66
Cd	< 0.01	0.30	0.06	0.07	2.30	6.26
Cr	2.00	19.50	6.77	4.35	1.48	2.70
V	< 2	13.00	4.20	3.20	1.66	2.38
Mn	24.00	1013.00	157.90	220.03	3.38	13.02
Al (%)	< 0.01	0.24	0.04	0.06	2.45	6.38
Fe (%)	0.01	0.39	0.08	0.11	2.11	3.73

غلظت مس ۴/۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و دامنه تغییرات آن از ۱/۱۷ (در اندام هوایی گیاه جگن) تا ۹/۲۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم (در اندام هوایی نمونه گیاه نی).

کمین، بیشینه و میانگین غلظت عنصر مولیبدن به ترتیب ۰/۴۱ در ریشه گیاه باتلاقی شور، ۳/۷۳ در ریشه لوثی و ۱/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. میانگین

می‌دهد. به نظر می‌رسد نزدیکی به دریا و تبخیر شدید آن از عوامل اصلی شوری رسوب منطقه هستند؛ به طوری که لایه نمکی سفیدرنگ بر سطح رسوب و خاک در بسیاری از مناطق قابل مشاهده است. شوری رسوب می‌تواند بر تحرک فلزات نیز اثرگذار باشد؛ به طوریکه افزایش قدرت یونی توسط هریک از نمک‌ها شامل سدیم کلرید، منیزیم کلرید و کلسیم کلرید واجذب فلزات سنگین را از ذرات تسریع می‌کند (Acosta et al., 2011). این موضوع نشان می‌دهد شوری رسوب تالاب شادگان می‌تواند از عوامل اثرگذار بر تحرک فلزات سنگین در رسوب منطقه باشد.

۳-۳- مقایسه غلظت میانگین فلزات سنگین در گیاهان و رسوب

مقایسه غلظت عناصر در ۵ گونه گیاهی نشان می‌دهد که بیشینه میانگین غلظت عناصر Pb, Zn, As و Al در گیاه چمن‌شور؛ Mo و Co در گیاه لوتی؛ Se, Cr, V و Fe در گیاه جگن، Mn در گیاه نی و Cd و Ni در گیاه باتلاقی‌شور می‌باشد. به منظور مقایسه غلظت فلزات سنگین در دو بخش ریشه و اندام هوایی در هر ۴ گونه گیاهی نی، لوتی، جگن و چمن‌شور میانگین غلظت تمام عناصر در جدول ۳ آورده شده است. مقایسه غلظت میانگین عناصر در بخش‌های مختلف گیاهان نشان می‌دهد غلظت تمام عناصر (به جز Mn در گیاه لوتی) در ریشه نسبت به اندام هوایی گیاهان بیشتر است. بنابراین، هر ۵ گونه گیاهی می‌توانند به عنوان نشانگرهای حضور و میزان آلودگی فلزات سنگین در تالاب استفاده شوند. این نتایج نشان داد اولین مسیر جذب عناصر شیمیایی، از راه ریشه است، گرچه گاهی اوقات نیز از طریق برگ‌ها انجام می‌گیرد. گیاهان بطور مستقیم در معرض هواویزها و نهشت‌های تر و خشک حاوی فلزات سنگین قرار دارند. بخشی از فلزات نهشته شده در سطح اندام‌های هوایی گیاهان جذب شده و متابولسیم گیاهان را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Dalenberg and Driel, 1990). علاوه بر این، غلظت میانگین فلزات سنگین در رسوب با بخش‌های مختلف گیاهان مقایسه شد و نتایج نشان داد میانگین غلظت عنصر مولیبدن در اندام هوایی گونه باتلاقی‌شور (H) و ریشه گونه‌های نی (P)، جگن (S) و لوتی (T) و عنصر سلنیم در اندام هوایی باتلاقی‌شور (H) و جگن (S) و در ریشه تمام گونه‌ها بیشتر از میانگین غلظت آن‌ها در رسوب است (جدول ۳). بنابراین، غلظت بالای دو عنصر مولیبدن و سلنیم در این گونه‌های گیاهی می‌تواند نشان‌دهنده آلودگی انسان‌زاد آن‌ها در منطقه باشد. سایر عناصر بیشینه میانگین را در رسوب نشان داد. به دلیل وجود پدیده سد گیاه-رسوب در گیاهان، غلظت عناصر کمیاب در گیاهان از رسوب کمتر است؛ به عبارت دیگر می‌توان گفت که غلظت یک عنصر کمیاب در محیط رسوب به معنای دسترسی‌زیستی کامل آن عنصر برای گیاه نمی‌باشد. عوامل pH رسوب، جنس مواد سازنده رسوب، درصد مواد آلی، میزان رطوبت، خلل و فرج موجود، شرایط اکسایش و کاهش، ظرفیت تبادل کاتیونی، حضور ریزاندامگان‌ها و نوع گونه گیاهی انباشتگر عناصر در جذب و انباشت یک عنصر در اندام‌های مختلف گیاه از محیط رسوب نقش مهمی دارند (Bonanno and Lo, 2009; Giudice, 2010; Mazej and Germ, 2009).

۳-۴- شاخص زیست‌انباشت و ضریب انتقال عناصر در گیاهان

نتایج محاسبه شاخص زیست‌انباشت فلزات سنگین در جدول ۴ آورده شده است. در مورد گیاه باتلاقی‌شور (H) بیشترین میانگین ضریب زیست‌انباشت اندام‌هوایی (BAF_{shoot}) به عنصر مولیبدن ($1/87$) و سلنیم ($1/61$) و کمترین به آرسنیک ($0/03$)، در گیاه چمن‌شور (A) بیشترین ضریب به عنصر آرسنیک

متغیر است. محدوده تغییرات سرب از $0/05$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه اندام هوایی نی تا $3/62$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه ریشه نی متغیر است. میانگین این عنصر نیز $0/64$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. میانگین غلظت روی $15/94$ میلی‌گرم بر کیلوگرم، کمینه و بیشینه آن به ترتیب $7/50$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه اندام هوایی جگن و $25/60$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه اندام هوایی چمن شور است. میانگین و بیشینه غلظت آرسنیک به ترتیب $0/31$ میلی‌گرم بر کیلوگرم و $1/40$ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که بیشینه آن مربوط به نمونه ریشه چمن شور می‌باشد. غلظت این عنصر در بیشتر نمونه‌های زیر حدآشکاری سازی دستگاه است. محدوده تغییرات غلظت سلنیم از $0/50$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در اندام هوایی گیاه نی تا $5/30$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در ریشه گیاه نی و همچنین میانگین آن نیز $1/33$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. غلظت میانگین، کمینه و بیشینه جیوه به ترتیب $9/25$ میکروگرم بر کیلوگرم، 9 (در اندام هوایی گیاه نی) و 94 میکروگرم بر کیلوگرم در ریشه گیاه جگن بوده است. غلظت نیکل از محدوده $0/80$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در اندام هوایی لوتی تا $16/70$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در ریشه گیاه نی متغیر است. غلظت میانگین نیکل نیز $5/45$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. میانگین، کمینه و بیشینه غلظت کبالت به ترتیب 1 میلی‌گرم بر کیلوگرم، $0/08$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در اندام هوایی گیاه جگن و $5/65$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در ریشه گیاه نی است. بیشینه و میانگین غلظت کادمیم به ترتیب $0/30$ (در نمونه اندام هوایی باتلاقی‌شور) و $0/06$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. غلظت کمینه این عنصر در اندام هوایی 5 نمونه زیر حد آشکارسازی دستگاه می‌باشد. کمینه، بیشینه و میانگین غلظت کروم به ترتیب 2 میلی‌گرم بر کیلوگرم (اندام هوایی گیاه باتلاقی شور)، $19/50$ میلی‌گرم بر کیلوگرم (اندام هوایی جگن) و $6/77$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. کمینه، بیشینه و میانگین غلظت وانادیم به ترتیب $1/50$ میلی‌گرم بر کیلوگرم (اندام هوایی گیاه باتلاقی شور)، 13 میلی‌گرم بر کیلوگرم (ریشه گیاه جگن) و $4/20$ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. مقدار کمینه (24 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و بیشینه (1013 میلی‌گرم بر کیلوگرم) منگنز به ترتیب در اندام هوایی باتلاقی‌شور و ریشه نی مشاهده شد. مقدار بیشینه ($0/24$ درصد) آلومینیم در ریشه نی مشاهده شد و مقدار میانگین آن $0/04$ درصد است. کمینه غلظت این عنصر در 6 نمونه زیر حد آشکارسازی دستگاه می‌باشد. محدوده تغییرات غلظت آهن از $0/01$ درصد تا $0/39$ درصد (ریشه نی) و میانگین آن $0/08$ درصد می‌باشد. با توجه به مقدار چولگی، تمام عناصر (به جز مس و روی) در منطقه توزیع غیرنرمال دارد.

۳-۲- پارامترهای فیزیکی-شیمیایی رسوب

pH به عنوان یکی از رایج‌ترین پارامترهای تعیین‌کننده ویژگی‌های شیمیایی رسوب، علاوه بر تعیین اسیدینگی و قلیائینگی، در تخمین دسترس‌پذیری و تحرک عناصر اهمیت دارد. pH رسوب منطقه محدوده مطالعاتی بین $6/77$ تا $8/11$ متغیر است که ماهیت خنثی تا قلیایی را نشان می‌دهد. در مقادیر زیاد pH معمولاً تحرک‌پذیری فلزات با گونه کاتیونی مانند مس، سرب، روی، کادمیم، نیکل و غیره کاهش و تحرک‌پذیری فلزاتی مانند مولیبدن، سلنیم و آرسنیک با گونه آنیونی افزایش می‌یابد (Kabata et al., 2007). عامل اصلی تعیین‌کننده در شوری رسوب، غلظت نمک‌های غیرآلی محلول در آن است. در این مطالعه میانگین، کمینه و بیشینه EC نمونه‌های رسوب به ترتیب $47/95$ ، $4/07$ و $123/80$ میلی‌زیمنس بر سانتیمتر است که شوری زیاد رسوب‌های منطقه را نشان

(۱/۸۲) و کمترین به آلومینیم (۰/۰۲) و آهن (۰/۰۳)، در گیاه جگن (S) بیشترین ضریب به عنصر سلنیم (۳/۳۳) و کمترین به آلومینیم و آهن (۰/۰۱)، در گیاه لوتی (T) بیشترین ضریب به عنصر مولیبدن (۲/۰۳) و سلنیم (۱/۹۳) و کمترین به آلومینیم و آهن (۰/۰۱) و در گیاه نی (P) بیشترین ضریب به عنصر سلنیم (۱/۵۲) و کمترین به آهن (۰/۰۱) و آلومینیم (۰/۰۲) مربوط می شود. همان گونه که شکل ۲ نشان می دهد، BAF_{shoot} برای همه عناصر به جز مولیبدن و سلنیم در گیاه باتلاقی شور و لوتی، آرسنیک در گیاه نی و چمن شور و سلنیم در جگن کمتر از ۱ است. این نتایج نشان می دهد که انباشت مولیبدن و سلنیم در گیاه باتلاقی شور و لوتی، آرسنیک در گیاه چمن شور و نی و سلنیم در گیاه جگن بیشتر است و این گونه های گیاهی می توانند به عنوان انباشگر ($BAF_{shoot} > 1$) این عناصر عمل کنند. به عبارت دیگر مولیبدن، سلنیم و آرسنیک بیشترین دسترس پذیری برای گیاهان آبری در منطقه مطالعاتی دارند (Bonanno, 2011).

در انتقال مولیبدن درون گیاهان، کمپلکس های آمینواسیدی Mo-S نقش دارند. گونه های متحرک Mo در رسوب نظیر MoO_4^{2-} و $HMoO_4^-$ به راحتی در شرایط قلیایی و خنثی قابل دسترس گیاهان هستند. جذب Mo توسط گیاه اغلب بوسیله pH رسوب کنترل می شود (Kabata et al., 2007). pH رسوب منطقه محدوده مطالعاتی نیز ماهیت خنثی تا قلیایی را نشان می دهد (Yavar Ashayeri et al., 2018). بنابراین، گونه های متحرک مولیبدن در رسوبات منطقه مورد مطالعه به راحتی در شرایط قلیایی و خنثی قابل دسترس گیاهان هستند (Steiner and Zoz, 2015).

بطور کلی میانگین BAF_{shoot} تمام عناصر در بین گونه های مختلف روند زیر را نشان می دهد:

$$BAF_S > BAF_H > BAF_T > BAF_A > BAF_P$$

میانگین ضریب زیست انباشت ریشه (BAF_{root}) برای عناصر مولیبدن، سلنیم و جیوه در هر ۴ گونه گیاهی بیشتر از ۱ است که نشان می دهد انباشت این سه عنصر در ریشه این گیاهان بیشتر است. همچنین BAF_{root} عنصر منگنز در گیاه نی نیز بیشتر از ۱ می باشد (شکل ۳). روند ضریب زیست انباشت (BAF_{root}) در ریشه گونه های گیاهی به صورت زیر می باشد:

$$BAF_S > BAF_P > BAF_T > BAF_A$$

با توجه نتایج به دست آمده در این پژوهش، گونه گیاهی جگن بیشترین توانایی در انباشت فلزات سنگین را نشان می دهد؛ بنابراین در فرایند زیست پالایی آلاینده های سمی مانند فلزات سنگین می توان از گونه جگن استفاده کرد. ضریب انتقال (TF) توانایی یک گیاه به انتقال عنصر از ریشه به اندام های هوایی می باشد. ضریب انتقال بیشتر از ۱ نشان دهنده توانایی زیاد گیاه در انتقال عنصر از ریشه به اندام های هوایی است. نتایج محاسبه ضریب انتقال در جدول ۵ آورده شده است. نتایج نشان می دهند که عناصر جذب شده توسط گیاه نی (P) با توجه به مقادیر ضریب انتقال ($TF < 1$) در ریشه آن باقی می ماند. مقادیر زیاد ($TF > 1$) برای عناصر مولیبدن و روی؛ مس؛ سلنیم و منگنز به ترتیب نشان دهنده توانایی زیاد گیاه چمن شور، جگن و لوتی برای انتقال این عناصر از ریشه به اندام های هوایی اشاره دارد.

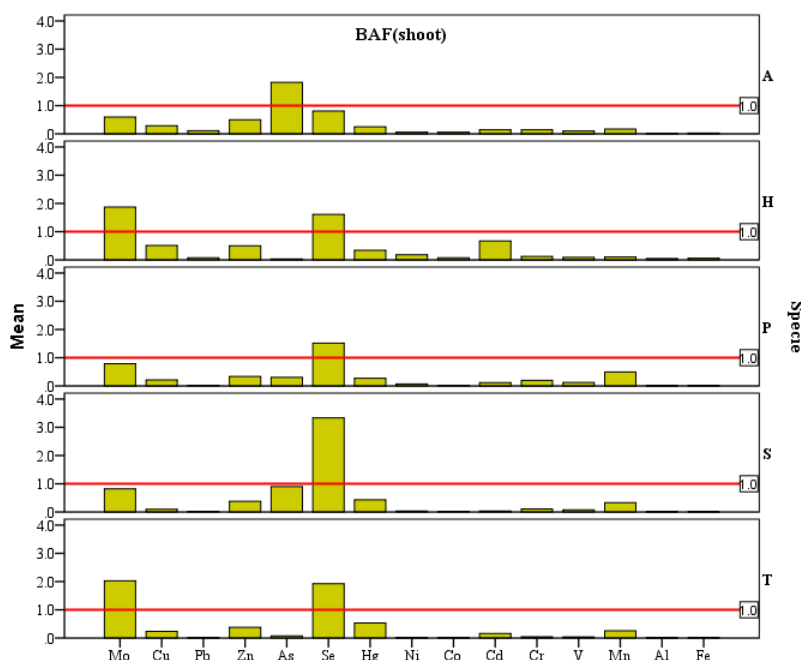
جدول ۳- غلظت میانگین فلزات سنگین در نمونه های گیاه تالاب شادگان بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم، H، P، S و T به ترتیب چمن شور، باتلاقی شور، نی، جگن و لوتی می باشند.
Table 3. Mean concentration of heavy metals (mg kg⁻¹) in plant samples in Shadegan Wetland. A, H, P, S and T represents *Aeluropus lagopoides*, *Halocnemum strobilaceum*, *Phragmites australis*, *Scirpus maritimus* and *Typha latifolia*, respectively.

Plant species	Shoot														Al (%)	Fe (%)
	Mo	Cu	Pb	Zn	As	Se	Hg	Ni	Co	Cd	Cr	V	Mn			
<i>Halocnemum strobilaceum</i>	1.85	5.03	0.34	12.60	0.08	1.07	0.02	6.27	0.37	0.13	3.00	2.00	27.67	0.02	0.03	0.03
<i>Aeluropus lagopoides</i>	0.82	5.04	0.80	19.00	0.29	0.93	0.02	3.90	0.59	0.04	6.47	3.33	58.67	0.02	0.03	0.03
<i>Scirpus maritimus</i>	1.02	1.61	0.20	13.43	0.12	1.67	0.02	2.43	0.22	0.01	5.20	2.67	131.67	0.02	0.01	0.01
<i>Typha latifolia</i>	1.27	4.14	0.13	15.05	0.25	0.85	0.02	1.20	0.18	0.04	2.40	1.50	126.50	0.02	0.01	0.01
<i>Phragmites australis</i>	0.88	4.70	0.18	14.60	0.15	0.78	0.01	4.08	0.21	0.02	8.04	4.00	153.60	0.02	0.01	0.01
<i>Aeluropus lagopoides</i>	1.15	6.19	1.01	19.7	1.4	1.5	0.07	10.8	2.19	0.11	9.4	7	138	0.13	0.20	0.20
<i>Phragmites australis</i>	1.88	6.72	3.62	19.8	0.8	5.3	0.07	16.7	5.65	0.16	10.9	11	1013	0.24	0.39	0.39
<i>Scirpus maritimus</i>	2.82	4.34	1.33	17.7	0.9	2.0	0.09	13.6	1.95	0.07	19.5	13	243	0.12	0.31	0.31
<i>Typha latifolia</i>	3.73	6.33	1.72	23.4	0.5	1.1	0.07	7.2	5.18	0.11	6.5	6	89	0.07	0.16	0.16
Sediment	1.82	18.41	32.70	62.20	3.21	1.05	0.07	64.64	9.28	0.21	46.99	35.20	364.60	1.16	1.50	1.50

جدول ۴- مقادیر شاخص زیست‌انباشت محاسبه شده برای فلزات سنگین در گونه‌های گیاهی. A, H, P, S و T به ترتیب چمن‌شور، باتلاقی‌شور، نی، جگن و لوئی می‌باشند.

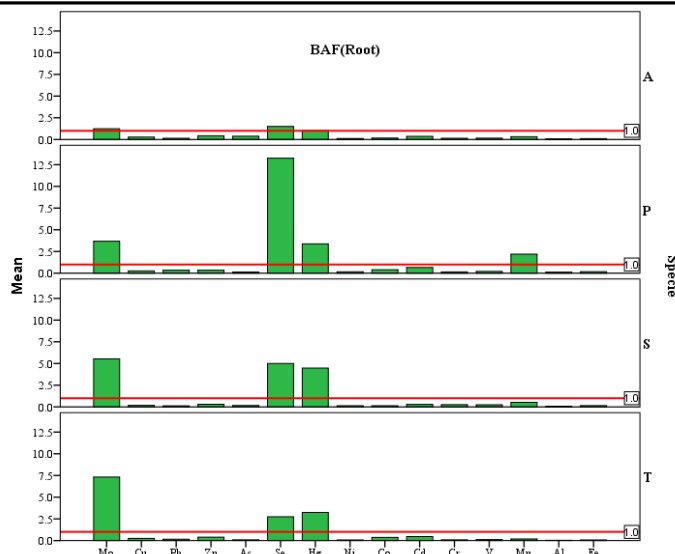
Table 4. Bioaccumulation factor (BAF) values for heavy metals in plant species. A, H, P, S and T represents *Aeluropus lagopoides*, *Halocnemum strobilaceum*, *Phragmites australis*, *Scripus maritimus* and *Typha latifolia*, respectively.

Sample	Mo	Cu	Pb	Zn	As	Se	Hg	Ni	Co	Cd	Cr	V	Mn	Al	Fe
BAF_{Shoot}															
H1	3.36	0.40	0.04	0.43	0.04	1.50	0.52	0.10	0.03	0.36	0.05	0.05	0.11	0.02	0.02
H2	1.71	0.28	0.03	0.37	0.02	2.00	0.18	0.11	0.03	0.65	0.05	0.04	0.06	0.02	0.02
H3	0.55	0.86	0.15	0.70	0.04	1.33	0.32	0.35	0.16	1.00	0.26	0.18	0.13	0.10	0.13
Mean	1.87	0.51	0.07	0.50	0.03	1.61	0.34	0.18	0.08	0.67	0.12	0.09	0.10	0.05	0.06
A1	0.42	0.50	0.04	0.42	0.02	1.11	0.27	0.05	0.11	0.04	0.12	0.09	0.23	0.02	0.04
A2	1.31	0.23	0.06	0.56	0.11	1.20	0.35	0.05	0.04	0.33	0.11	0.09	0.12	0.03	0.03
A3	0.05	0.13	0.23	0.52	5.33	0.11	0.13	0.06	0.04	0.05	0.20	0.13	0.17	0.01	0.02
Mean	0.59	0.29	0.11	0.50	1.82	0.81	0.25	0.06	0.06	0.14	0.14	0.10	0.17	0.02	0.03
S1	0.49	0.12	0.01	0.19	0.02	0.89	0.21	0.04	0.02	0.02	0.12	0.09	0.15	0.02	0.02
S2	1.82	0.05	0.02	0.19	0.01	9.00	0.95	0.03	0.02	0.03	0.08	0.06	0.61	0.01	0.01
S3	0.14	0.13	0.04	0.75	2.67	0.11	0.13	0.03	0.01	0.05	0.12	0.09	0.24	0.01	0.01
Mean	0.82	0.10	0.02	0.38	0.90	3.33	0.43	0.03	0.02	0.03	0.11	0.08	0.33	0.01	0.01
T1	0.72	0.36	0.03	0.53	0.13	1.60	0.30	0.03	0.02	0.24	0.06	0.04	0.30	0.02	0.02
T2	3.33	0.11	0.01	0.23	0.02	2.25	0.76	0.01	0.01	0.08	0.03	0.03	0.21	0.00	0.01
Mean	2.03	0.24	0.02	0.38	0.08	1.93	0.53	0.02	0.02	0.16	0.04	0.04	0.26	0.01	0.01
P1	2.14	0.27	0.01	0.29	0.01	3.50	0.43	0.06	0.01	0.03	0.18	0.13	0.47	0.00	0.01
P2	0.60	0.29	0.01	0.49	0.13	1.20	0.29	0.14	0.04	0.22	0.43	0.22	1.39	0.01	0.03
P3	0.57	0.12	0.00	0.05	0.02	1.75	0.17	0.03	0.01	0.07	0.08	0.04	0.36	0.00	0.01
P4	0.50	0.23	0.03	0.20	0.02	1.00	0.38	0.04	0.04	0.23	0.05	0.05	0.06	0.02	0.03
P5	0.13	0.15	0.04	0.66	1.33	0.13	0.09	0.07	0.02	0.05	0.23	0.17	0.19	0.01	0.01
Mean	0.79	0.21	0.02	0.34	0.30	1.52	0.27	0.07	0.02	0.12	0.20	0.12	0.49	0.01	0.02
BAF_{Root}															
A	1.24	0.28	0.14	0.43	0.38	1.50	1.03	0.11	0.16	0.37	0.15	0.16	0.32	0.09	0.10
S	5.53	0.17	0.13	0.30	0.16	5.00	4.48	0.13	0.14	0.29	0.26	0.25	0.52	0.06	0.14
T	7.31	0.25	0.16	0.40	0.09	2.75	3.24	0.07	0.36	0.46	0.09	0.11	0.19	0.04	0.07
P	3.69	0.27	0.34	0.34	0.14	13.25	3.38	0.16	0.40	0.67	0.15	0.21	2.19	0.13	0.18



شکل ۲- میانگین ضریب زیست‌انباشت اندام‌هوایی (BAF_{shoot}) عناصر گونه‌های مختلف گیاهی. A, H, P, S و T به ترتیب چمن‌شور، باتلاقی‌شور، نی، جگن و لوئی می‌باشند.

Fig. 2. Mean bioaccumulation factor (BAF_{shoot}) for heavy metals in different species. A, H, P, S and T represents *Aeluropus lagopoides*, *Halocnemum strobilaceum*, *Phragmites australis*, *Scripus maritimus* and *Typha latifolia*, respectively.



شکل ۳- میانگین ضریب زیست انباشت ریشه (BAF_{root}) عناصر گونه‌های مختلف گیاهی. A, P, S و T به ترتیب چمن شور، نی، جگن و لوئی می‌باشند.

Fig. 3. Mean bioaccumulation factor (BAF_{root}) for heavy metals in different species. A, P, S and T represents *Aeluropus lagopoides*, *Phragmites australis*, *Scripus maritimus* and *Typha latifolia*, respectively.

جدول ۵- مقادیر ضریب انتقال محاسبه شده برای فلزات سنگین در گونه‌های گیاهی. A, P, S و T به ترتیب چمن شور، نی، جگن و لوئی می‌باشند.

Table 5. Translocation factor (TF) values for heavy metals in plant species. A, P, S and T represents *Aeluropus lagopoides*, *Phragmites australis*, *Scripus maritimus* and *Typha latifolia*, respectively.

Sample	Mo	Cu	Pb	Zn	As
A	1.06	0.84	0.48	1.30	0.29
S	0.39	1.57	0.11	0.95	0.08
T	0.25	0.18	0.13	0.49	0.15
P	0.45	0.81	0.05	0.84	0.50
	Se	Hg	Ni	Co	Cd
A	0.80	0.34	0.48	0.23	0.91
S	0.70	0.10	0.46	0.11	0.11
T	3.27	0.29	0.40	0.07	0.07
P	0.15	0.37	0.10	0.04	0.31
	Cr	V	Mn	Al	Fe
A	0.76	0.57	0.37	0.31	0.32
S	0.70	0.54	0.89	0.06	0.06
T	0.88	0.50	3.17	0.14	0.16
P	0.25	0.14	0.15	0.08	0.09

۳-۵- زیست‌دسترس‌پذیری فلزات سنگین در رسوب

در جدول ۶ مقدار میانگین هر عنصر در هر کسر نسبت به مقدار کل عنصر بر حسب درصد آورده شده است. لازم به ذکر است به دلیل اینکه غلظت‌های اندازه‌گیری شده عناصر کادمیم، جیوه و سلنیم (که از جمله مهم‌ترین عناصر در مطالعات زیست‌محیطی محسوب می‌شوند) زیر حد آشکارسازی دستگاه بوده، در این قسمت بررسی نشده است. نتایج نشان می‌دهد عناصر مولیبدن، آرسنیک، آهن، روی، آلومینیم، منگنز و وانادیم نسبت به سایر عناصر بیشتر در کسر باقی مانده قرار گرفته و به ترتیب ۶۵/۸۴، ۴۴/۴۲، ۴۳/۷۰، ۴۱/۱۴، ۴۰/۷۰، ۴۰/۲۹ و ۳۷/۵۴ درصد از کل غلظت هر کدام، در این کسر قرار می‌گیرد. این موضوع نشان می‌دهد که منشأ اصلی عناصر فوق زمین‌زاد بوده و غلظت آنها به ندرت تحت تأثیر فعالیت‌های انسان قرار گرفته است. در این بین، پس از فاز بازماندی بخش نسبتاً

قابل توجهی از عناصر آلومینیم، آهن، روی و وانادیم در کسر سوم (همراه با مواد آلی) رسوب قرار دارند. همچنین عناصر مولیبدن و منگنز نیز در کسر اول پس از کسر چهارم بیشترین مقدار را دارد. در بین عناصر مورد مطالعه، چهار عنصر مس، کروم، نیکل و کبالت به ترتیب با میانگین ۴۱/۶۳، ۳۶/۹۴، ۳۶/۴۹ و ۳۶/۰۷ درصد بیشینه غلظت را در کسر دوم نشان می‌دهند. با توجه به اینکه در کسر اول از استخراج‌گریزی، جزء کربناتی رسوب به طور کامل تجزیه می‌شود و نیز با توجه به درصد بالای کربنات رسوب‌های منطقه، به نظر می‌رسد که بخش زیادی از این چهار عنصر (به ویژه مس) به صورت هم‌ته‌نشینی با کلسیم و یا جذب بر سطح کربنات در ذرات رسوب قرار گرفته‌اند. بیشینه غلظت سرب به ترتیب با ۷۶/۸۰ درصد در کسر سوم و همراه با مواد آلی مشاهده می‌شود که تمایل این عنصر به جذب و همراهی با مواد آلی، دلیل اصلی این موضوع است.

جدول ۶- غلظت فلزات سنگین در فازهای مختلف استخراج گزینشی بر حسب درصد.

Table 6. Concentration of heavy metals in different geochemical fractions (%).

Element	Al	As	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn
F1 (%)	13.91	24.47	20.10	16.49	13.65	16.92	26.25	21.04	30.57	4.71	20.55	21.47
F2 (%)	37.77	18.60	36.07	36.94	41.63	28.61	17.26	10.85	36.49	9.03	25.99	27.71
F3 (%)	7.62	12.51	10.29	9.77	10.90	10.77	16.20	2.26	9.70	76.80	15.92	9.69
Mobility phase (%)	59.30	55.58	66.46	63.20	66.18	56.30	59.71	34.16	76.76	90.54	62.46	73.91
F4 (%)	40.70	44.42	33.54	36.80	33.82	43.70	40.29	65.84	23.24	9.46	37.54	41.14

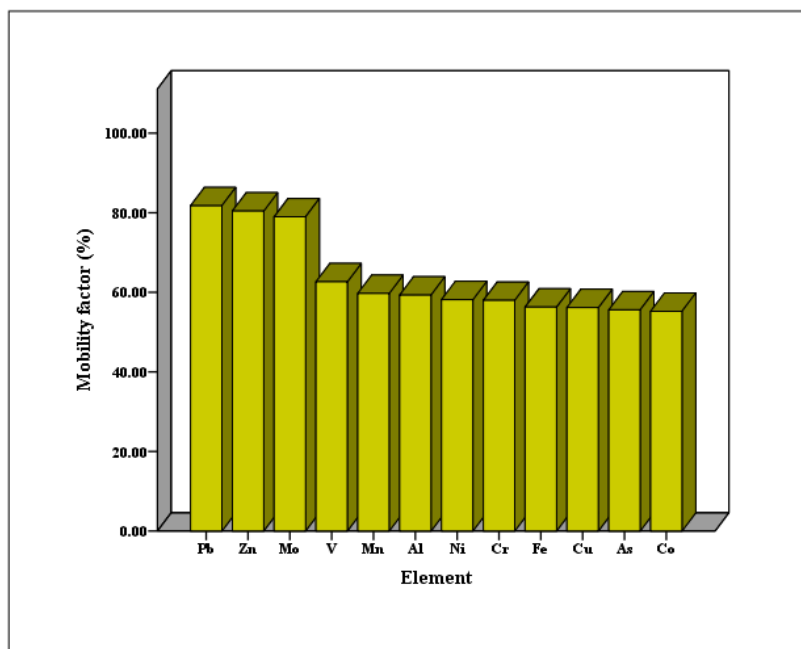
زمین‌های کشاورزی در معرض آلودگی‌های طبیعی و انسانی قرار گرفته است (Davodi et al., 2011).

علی‌رغم زیست‌دسترس‌پذیری بسیار زیاد سرب، این عنصر در تمام گونه‌های گیاهی ضریب زیست‌انباشت (BAF_{root} و BAF_{shoot}) کمتر از یک را نشان داد. بطور کلی سرب تحرک کمی در گیاه دارد، در ریشه می‌ماند و کمتر به ساقه و برگ انتقال می‌یابد. میزان تحرک سرب، به جز ماهیت سرب، به فیزیولوژی گیاه نیز وابسته است. آخرین نتایج نشان می‌دهد حتی اگر گیاه برای سوخت و ساز خود به سرب نیاز داشته باشد، این نیاز تنها برای غلظت بسیار ناچیزی از سرب در حدود ۶ تا ۲ میکروگرم بر کیلوگرم است (Kabata and Pendias, 2001). زیست‌دسترس‌پذیری سرب در گیاهان محدود است و تحت تأثیر pH، مواد آلی و کلونیدهای معدنی، اکسیدهای آهن و محتوای فسفر تغییر می‌کند. نوع پیوند عناصر در رسوب و ظرفیت تبادل یونی رسوب در تعیین کسر زیست‌دسترس‌پذیر سرب، برای گیاهان اهمیت زیادی دارد (Koeppe, 1981).

برای بررسی تحرک عناصر در رسوب منطقه، ضریب تحرک با استفاده از نتایج استخراج گزینشی محاسبه شد (شکل ۴). میانگین ضریب تحرک عناصر در نمونه‌های رسوب نشان می‌دهد که کمینه و بیشینه ضریب تحرک به ترتیب مربوط به مولیبدن ($34/16$ درصد) و سرب ($90/54$ درصد) است. همچنین عناصر نیکل، روی و کبالت نیز پس از سرب ضریب تحرک بیشتری نسبت به فلزات دیگر دارند. به‌طور کلی ترتیب کاهش میانگین ضریب تحرک عناصر در نمونه‌های رسوب به صورت زیر است:

$Pb > Ni > Zn > Co > Cu > Cr > V > Mn > Al > Fe > As > Mo$

تحرک‌پذیری بسیار زیاد سرب نشان می‌دهد غلظت آن بیشتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد از قبیل گسیل وسایل نقلیه در منطقه قرار گرفته است. بطور کلی در طول چند دهه گذشته تالاب شادگان به دلیل افزایش فعالیت‌های حمل و نقل و ماهیگیری، فاضلاب خروجی واحدهای توسعه نیشکر، قرارگیری ایستگاه سوخت، نیروگاه برق و خطوط لوله انتقال نفت، حضور مواد خطرناک از پالایشگاه‌ها و کارخانه‌های مواد شیمیایی، پتروشیمی ماهشهر، بندر امام و آبادان، ساخت محل پسماندگاه در منطقه عمومی تالاب و استفاده از کود، علف‌کش و آفت‌کش در



شکل ۴- نمودار غلظت فلزات سنگین در ضریب تحرک (%) در نمونه‌های رسوب.

Fig. 4. Diagram of heavy metals concentration in mobility phase (%) in sediment samples.

۴- نتیجه گیری

با توجه به اهمیت فرایندهای زیست‌زمین‌شیمیایی تالاب شادگان، در این پژوهش غلظت فلزات سنگین در ۵ گونه گیاهی نی، جگن، لونی، چمن‌شور و باتلاقی‌شور اندازه‌گیری شد. برای بررسی توزیع فلزات سنگین در گیاهان شاخص زیست‌انباشت محاسبه شد. نتایج نشان داد دو عنصر مولیبدن و سلنیم بیشترین زیست‌انباشت در ریشه و اندام هوایی گیاهان را دارند. غلظت میانگین فلزات در گیاهان و رسوب مقایسه شد. مقایسه گونه‌های گیاهی مختلف با یکدیگر نیز نشان داد گونه گیاهی جگن بیشترین توانایی در انباشت فلزات سنگین را دارد. بنابراین در فرایند زیست‌پالایی فلزات سنگین می‌توان از گونه جگن استفاده کرد. همچنین ضریب انتقال بیشتر از یک برای عناصر سلنیم و منگنز؛ مس؛ مولیبدن و روی به

ترتیب در گیاه لونی، جگن و چمن‌شور نشان‌دهنده توانایی انتقال این فلزات به اندام‌های هوایی است. نتایج استخراج گزینشی زیست‌دسترس‌پذیری زیاد سرب، نیکل و روی را نشان داد که ممکن است توسط موجودات زنده جذب شوند. آرسنیک و مولیبدن تحرک نسبتاً کمی دارند.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله مراتب تشکر و قدردانی خود را از معاونت پژوهشی دانشگاه شیراز، جناب آقای مهندس لاهیجان‌زاده رئیس محترم اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان خوزستان و "مرکز پژوهشی زمین‌شناسی پزشکی دانشگاه شیراز" به خاطر همکاری‌ها و حمایت‌هایشان دارند.

References

- Acosta, J.A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., Martínez-Martínez, S., 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere* 85, 1318–1324.
- Aksoy, A., Duman, F., Sezen, G., 2005. Heavy Metal Accumulation and Distribution in Narrow-Leaved Cattail (*Typha angustifolia*) and Common Reed (*Phragmites australis*). *Journal of Freshwater Ecology* 20, 783–785.
- Baker, A.J.M., 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3, 643–654.
- Baldantoni, D., Alfani, A., Di Tommasi, P., Bartoli, G., De Santo, A.V., 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental Pollution* 130, 149–156.
- Bonanno, G., 2011. Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 1057–1064.
- Bonanno, G., Borg, J.A., Di Martino, V., 2017. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. *Science of the Total Environment* 576, 796–806.
- Bonanno, G., Lo Giudice, R., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators* 10, 639–645.
- Bose, S., Vedamati, J., Rai, V., Ramanathan, A.L., 2008. Metal uptake and transport by *Typha angustata* L. grown on metal contaminated waste amended soil: An implication of phytoremediation. *Geoderma* 145, 136–142.
- Brix, H., Schierup, H., 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*. Stockholm.
- Chaharlang, B.H., Bakhtiari, A.R., Mohammadi, J., Farshchi, P., 2016. Geochemical partitioning and pollution assessment of Ni and V as indicator of oil pollution in surface sediments from Shadegan wildlife refuge, Iran. *Marine Pollution Bulletin* 111, 247–259.
- Dalenberg, J.W., Driel, W.V.A.N., 1990. Contribution of atmospheric deposition to heavy-metal concentrations in field crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38, 369–379.
- Davodi, M., Esmaili-Sari, A., Bahramifarr, N., 2011. Concentration of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some edible fish species from the Shadegan Marshes (Iran). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 294–300.
- El Azhari, A., Rhoujjati, A., El Hachimi, M.L., Ambrosi, J., 2017. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144, 464–474.
- Guillen, M., Delgado, J., Albanese, S., Nieto, J., 2012. Heavy metals fractionation and multivariate statistical techniques to evaluate the environmental risk in soils of Huelva Township (SW Iberian Peninsula). *Journal of Geochemical Exploration* 119, 32–43.
- Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Du, C., Chen, X., 2009. Characteristics and accumulation of heavy metals in sediments originated from an electroplating plant. *Journal of Hazardous Materials* 163, 922–930.
- Hendozko, E., Szefer, P., Warzocha, J., 2010. Heavy metals in *Macoma balthica* and extractable metals in sediments from the southern Baltic Sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 152–163.
- Hornberger, M., Luoma, S., Geen, A. Van, Fuller, C., 1999. Historical trends of metals in the sediments of San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry* 64(1-2), 39–55.
- Hornung, R.W., Reed, L.D., 1990. Estimation of Average Concentration in the Presence of Nondetectable Values. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* 5, 46–51.
- Hosseini Alhashemi, A.S., Karbassi, A.R., Hassanzadeh Kiabi, B., Monavari, S.M., Nabavi, S.M.B., Sekhavatjou, M.S., 2011.

- Bioaccumulation of Trace Elements in Trophic Levels of Wetland Plants and Waterfowl Birds. *Biological Trace Element Research* 142, 500–516.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 2001. Trace elements in soils and plants–CRC Press. Boca Raton, p.403.
- Kabata-Pendias, A. and Mukherjee, A.B., 2007. Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
- Keshavarzi, B., Ebrahimi, P., Moore, F., Hamzeloo, M.A., 2013. Geochemistry and distribution of heavy metals in coastal and marine sediments of Chabahar Bay. *Advanced Applied Geology* 3, 74–81.
- Koeppel, D.E., 1981. Lead: Understanding the Minimal Toxicity of Lead in Plants, in: *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 55–76.
- Li, H., Qian, X., Hu, W., Wang, Y., Gao, H., 2013. Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Science of the Total Environment* 456, 212–221.
- Maanan, Mohamed, Saddik, M., Maanan, Mehdi, Chaibi, M., Assobhei, O., Zourarah, B., 2015. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators* 48, 616–626.
- Mazej, Z., Germ, M., 2009. Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes. *Chemosphere* 74, 642–647.
- Nasirian, H., Irvine, K.N., Sadeghi, S.M.T., Mahvi, A.H., Nazmara, S., 2016. Assessment of bed sediment metal contamination in the Shadegan and Hawr Al Azim wetlands, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 107.
- Nasirian, H., Mahvi, A.H., Hosseini, M., Vazirianzadeh, B., Sadeghi, S.M.T., Nazmara, S., 2013. Study on the heavy metal bioconcentrations of the Shadegan international wetland mosquitofish, *Gambusia affinis*, by inductively coupled plasma technique. *Journal of environmental health science & engineering* 11, 22.
- Pérez-López, R., Álvarez-Valero, A.M., Nieto, J.M., Sáez, R., Matos, J.X., 2008. Use of sequential extraction procedure for assessing the environmental impact at regional scale of the São Domingos Mine (Iberian Pyrite Belt). *Applied Geochemistry* 23, 3452–3463.
- Phillips, D.P., Human, L.R.D., Adams, J.B., 2015. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination. *Marine Pollution Bulletin* 92, 227–232.
- Rahimi-Baloochi, L., Zarkar, A., Malek Mohammadi, B., 2015. Detecting Environmental Changes Using Remote Sensing and WRASTIC Index (Case Study: Shadegan International Wetland), *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 5, 61–73.
- Ramachandra, T.V., Sudarshan, P.B., Mahesh, M.K., Vinay, S., 2018. Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. *Journal of Environmental Management* 206, 1204–1210.
- Ryan, J., Estefan, G., Rashid, A., 2007. Soil and Plant Analysis Laboratory Manual - ICARDA.
- Shadegan Wetland Management Plan, 2011. Conservation of Iranian Wetlands in collaboration Governmental organizations, NGOs and Local Communities of Shadegan Wetland.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Sorooshian, A., Ahmadi, M.R., 2017. Distribution of potentially toxic elements (PTEs) in tailings, soils, and plants around Gol-E-Gohar iron mine, a case study in Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 18798–18816.
- Steiner, F., Zoz, T., 2015. Foliar application of molybdenum improves nitrogen uptake and yield of sunflower 10, 1923–1928.
- Storelli, M., Storelli, A., Daddabbo, R., Marano, C., 2005. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. *Environmental pollution* 135(1), 163–170.
- Taghinia Hejabi, A., Basavarajappa, H.T., Karbassi, A.R., Monavari, S.M., 2011. Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 182, 1–13.
- Weis, J.S., Weis, P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. *Environment International* 30(5), 685–700.
- Yavar Ashayeri, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Kersten, M., Yazdi, M., Lahijanzadeh, A.R., 2018. Presence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and surface water from Shadegan wetland – Iran: A focus on source apportionment, human and ecological risk assessment and Sediment-Water Exchange. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148, 1054–1066.
- Zhang, H., Cui, B., Xiao, R., Zhao, H., 2010. Heavy metals in water, soils and plants in riparian wetlands in the Pearl River Estuary, South China. *Procedia Environmental Sciences* 2, 1344–1354.

