J. Soil and Plant Interactions, Vol. 14, No. 1, Spring 2023, pp. 19-30. **Research Article**

https://jspi.iut.ac.ir EISSN: 2783-5286 DOI: 10.47176/jspi.14.1.20851

Accumulation of Heavy Metals in The Medicinal Plants of *Phelomis olivieri* Benth. and *Stachys inflata* Benth.

F. Hajmoradi[1*] and F. Moghadami

(Received: 27 January 2023; Accepted: 5 April 2023)

Abstract

Accumulation of heavy metals in medicinal plants can have dangerous consequences for human health. This study investigates the concentration of heavy metals including zinc, lead, copper, and cadmium in the soil, aerial parts (shoot), and roots of the medicinal plants *Phlomis olivieri* Benth. and *Stachys inflata* Benth. around the Zeh-Abad lead and zinc mine in Qazvin province. The soil and plant samples were collected and prepared, and the total concentrations of heavy metals in the samples were measured by an atomic absorption spectroscopy in three replicates. The results showed that, unlike copper and cadmium, the concentrations of lead and zinc in the soil, shoot, and roots of the studied plants were several times greater than the standards (i.e., EPA and WHO). The average concentrations of zinc and lead in the contaminated soil were 1791 and 2855 mg/kg, respectively. The average concentrations of zinc and lead in the roots of *Ph. olivieri* were 394 and 56 mg/kg, respectively, and in the shoot of this plant were 442 and 76 mg/kg, in the roots of *S. inflata*, were 452 and 38 mg/kg, and in the shoot of this plant were 501 and 68 mg/kg, respectively. The highest concentration of zinc was measured in the root of *S. inflata* (i.e. 694 mg/kg) and the highest concentration of lead was determined in the shoot of *Ph. olivieri* (i.e. 140 mg/kg). The transfer factor values for the lead and zinc in both plants were higher than one; in the case of the copper and cadmium, its values were lower than one. Considering the harvesting of these two medicinal plants by the native people in the region, the results of this study can be a warning for the health of these people.

Keywords: Atomic absorption spectroscopy, Heavy metals, Transfer factor, Mine, Pollution.

Background and Objective: These days, releasing heavy metals in the biosphere is one of the most critical environmental concerns. The accumulation of heavy metals in plants, animals, and the environment, directly and indirectly, affects human health. Plants absorb these heavy metals from soil and polluted environments and accumulate them in their edible parts (1). If medicinal plants are collected and consumed from areas contaminated with heavy metals, they can be one of the essential sources of transfer of the heavy metals to humans. With the increase of mining activities in different parts of the country, plants are at risk of heavy metals accumulation (2). Two plants, *Ph. olivieri* and *S. inflata*, grow naturally in the area of the lead and zinc mine of Zeh-Abad in Qazvin province. Considering the medicinal value of these plants, this study aims to determine the accumulation of heavy metals in their different organs.

1- Department of Biology, Payame-Noor University, Tehran, Iran.
*Corresponding author, Email: f.hajmoradi@pnu.ac.ir

Methods: Soil samples were collected from four growing-plant areas around the Zeh-abad lead and zinc mine in 3 replicates. Soil samples were collected and prepared and, the total concentrations of heavy metals including zinc, lead, copper, and cadmium were measured by an atomic absorption spectroscopy. Two medicinal plants, *Ph. olivieri* and *S. inflata*, were sampled from four regions around the lead and zinc mine with three replicates. The total concentrations of lead, zinc, copper, and cadmium in the root and shoot of the studied plants were measured by the atomic absorption spectroscopy. The transfer factor (TF) was calculated by dividing the element concentration in the shoot by its concentration in the root. Statistical data analysis was done using SPSS 16.0 software and one-way analysis of variance followed by Duncan's multiple range test at a significance level of 0.05.

Results: The results showed that the concentrations of lead and zinc in the soil of the mining area were significantly higher than control. According to EPA standard, the concentrations of copper and cadmium were within the allowable range. However, the concentrations of zinc and lead in the root and shoot of the contaminated plants were much higher than the control. The highest concentrations of zinc were found in the root and shoot of *S. inflata* and the lowest values were recorded in the root and shoot of *Ph. oliveri*. Unlike zinc, the concentration of lead in the root of *S. inflata* was greater than that of *Ph. oliveri*. The concentrations of copper and cadmium in the root and shoot of both plants in the contaminated areas were not significantly different from the control plant. The TF values calculated for the studied heavy metals showed that *Ph. oliveri* and *S. inflata* tend to accumulate lead and zinc in the shoot than in the root, so that the TF values for these two elements were higher than one. However, the TF values for copper and cadmium in both investigated plants were less than one in all habitats.

Conclusions: The results of this study showed that the release of heavy metals due to years of mining activity has led to soil and plant pollution in the area. One of the critical issues that need more attention is the harvesting of broad medicinal plants by people without knowing the possibility of their contamination with heavy metals. Such harvests, while reducing plant biodiversity, lead to pollution transmission to humans. Such studies can be a warning for the use of medicinal plants from their natural habitats.

References:

1. Abrham, F., Gholap, A., 2021. Analysis of heavy metal concentration in some vegetables using atomic absorption spectroscopy. *Pollution* 7(1): 205–216.
2. Haiyan, W., Stuanes, A., 2003. Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou City, Hunan Province, China. *Water Air and Soil Pollution* 147: 79–107.

روابط خاک و گیاه / سال چهاردهم / شماره اول / بهار ۱۴۰۲ / صفحات ۳۰-۱۹ مقاله پژوهشی
DOI: 10.47176/jspi.14.1.20851 EISSN: 2783-5286 https://jspi.iut.ac.ir

انباشتگی فلزات سنگین در گیاهان دارویی گوش‌بره (*Phlomis olivieri* Benth.) و سنبله‌ای ارغوانی (*Stachys inflata* Benth.)

فاطمه حاج‌مرادی[1*] و فوزیه مقدمی

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۱/۷؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱/۱۶)

چکیده

تجمع فلزات سنگین در گیاهان دارویی می‌تواند پیامدهای خطرناکی برای سلامت انسان داشته باشد. هدف از این پژوهش، بررسی غلظت فلزات سنگین روی، سرب، مس و کادمیوم در خاک، شاخساره و ریشه گیاهان دارویی گوش‌بره (*Phlomis olivieri* Benth.) و سنبله‌ای ارغوانی (*Stachys inflata* Benth.) در اطراف معدن سرب و روی زه‌آباد استان قزوین است. به این منظور پس از برداشت و آماده‌سازی نمونه‌های خاک و گیاه، غلظت فلزات سنگین توسط دستگاه جذب اتمی در سه تکرار اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد برخلاف مس و کادمیوم، غلظت سرب و روی در خاک، شاخساره و ریشه گیاهان مورد بررسی چندین برابر حدود مجاز است. میانگین غلظت روی و سرب در خاک آلوده به‌ترتیب ۱۷۹۱ و ۲۸۵۵ mg/kg بدست آمد. میانگین غلظت روی و سرب در ریشه‌های گیاه گوش‌بره به‌ترتیب ۳۹۴ و ۵۶ mg/kg، در شاخساره این گیاه ۴۴۲ و ۷۶ mg/kg، در ریشه‌های گیاه سنبله‌ای ارغوانی ۴۵۲ و ۳۸ mg/kg و در شاخساره ۵۰۱ و ۶۸ mg/kg مشاهده شد. بیش‌ترین غلظت روی در ریشه گیاه سنبله‌ای ارغوانی (۶۹۴ mg/kg) و بیش‌ترین غلظت سرب در شاخساره گیاه گوش‌بره (۱۴۰ mg/kg) اندازه‌گیری شد. مقادیر ضریب انتقال برای سرب و روی در هر دو گیاه بیش‌تر از یک و برای مس و کادمیوم کم‌تر از یک بود. با توجه به برداشت این دو گیاه دارویی خودرو توسط مردم بومی منطقه، نتایج این پژوهش می‌تواند زنگ خطری برای سلامت این افراد باشد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، دستگاه جذب اتمی، فلزات سنگین، ضریب انتقال، معدن.

مقدمه

استخراج فلزات از معادن به‌طور مداوم منجر به انتشار فلزات سنگین در بیوسفر می‌شود که این روزها تبدیل به یکی از مهم‌ترین دغدغه‌های زیست‌محیطی شده‌اند. درحالی‌که برخی از فلزات مانند آهن، مس، روی، و کبالت از ریزمغذی‌های ضروری هستند (۲، ۲۹ و ۳۲)، فلزات سنگین و نمک‌های آن‌ها می‌توانند آثار سمّی بر بافت‌های گیاهی و جانوری در سطوح سلولی و مولکولی داشته باشند (۱۳، ۱۴، ۱۵، ۲۸ و ۴۱). تجمع فلزات سنگین در گیاهان، جانوران و محیط زیست به‌طور مستقیم و غیرمستقیم بر سلامت انسان تأثیر

۱- گروه زیست‌شناسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: f.hajmoradi@pnu.ac.ir

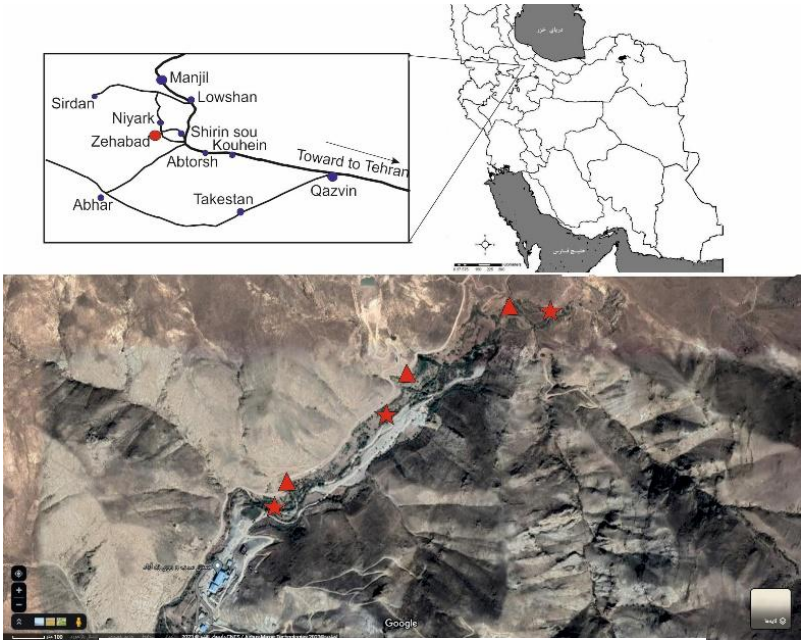
می‌گذارد. گیاهان این فلزات سنگین را از خاک و محیط‌های آلوده جذب کرده و در قسمت‌های خوراکی ذخیره می‌کنند (۱، ۱۲ و ۲۷). اگر گیاهان و ادویه‌های دارویی از مناطق آلوده به فلزات سنگین جمع‌آوری شده و مصرف شوند، می‌توانند یکی از منابع مهم انتقال این نوع آلودگی به انسان باشند (۲۶، ۳۷ و ۴۰). رایج‌ترین فلزات سنگین موجود در خاک مناطق آلوده شامل سرب، کروم، آرسنیک، روی، کادمیوم، مس و جیوه است (۶). با افزایش فعالیت‌های معدنی در نقاط مختلف کشور، گیاهان در معرض خطر تجمع فلزات سنگین قرار دارند (۱۳، ۱۴ و ۳۶). غلظت فلزات سنگین در گیاهان، بستگی به مقدار جذب این فلزات از طریق ریشه و تجمع آن‌ها در اندام‌های مختلف گیاه دارد (۴۴). معادن با رهاسازی باطله‌ها و پساب‌های خود در طبیعت منجر به آلودگی خاک و انتقال آن به گیاهان، جانوران و انسان‌ها می‌شوند. در چند دهه اخیر بحث آثار مخرب معادن بر محیط زیست مورد توجه ویژه قرار گرفته است. در پژوهشی که کرد و همکاران (۳۰) در مورد گیاهان اطراف معدن سرب و روی آهنگران ملایر انجام دادند دریافتند که میزان غلظت فلزات سرب و روی در گیاهان مورد بررسی بیش‌تر از شاهد است. خرم‌نژاد و همکاران (۲۰)، با بررسی گیاهان اطراف معدن سرب نخلک بیش‌ترین تجمع فلزات سنگین را در گیاه کلیر گزارش کردند. در پژوهش دیگری علت غلظت زیاد فلزات سنگین در گیاهان یک زمین کشاورزی در اصفهان، نزدیک بودن مزرعه به کارخانه سیمان و انتقال آلودگی از طریق تردد وسایل نقلیه ذکر شد (۲۵). در خاک‌های آلوده، غلظت سرب ممکن است تا ۱۰۰۰ برابر افزایش یابد. بر اساس استاندارد EPA، حدود مجاز غلظت سرب و روی در خاک به ترتیب برابر ۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۵، ۱۷، ۲۲ و ۳۳).

با توجه به مصرف گیاهان دارویی توسط انسان ها، اهمیت بررسی تجمع فلزات سنگین در آن ها دوچندان است. در معدن سرب و روی زه‌آباد استان قزوین مواد باطله معدنی به همراه پساب تولیدی به محل سد باطله که در فاصله یک کیلومتری معدن قرار دارد حمل شده و پس از رسوب بخشی از پساب دوباره مورد استفاده قرار می‌گیرد. گیاهان گوش‌بره یا چالمه با نام علمی *Phlomis olivieri* Benth. و سنبله‌ای ارغوانی با نام علمی *Stachys inflate* Benth. از تیره نعناعیان (Lamiaceae) از گیاهان باارزش دارویی هستند که در نزدیکی معدن سرب و روی زه‌آباد استان قزوین به‌طور خودرو رویش دارند. جنس گوش‌بره (*Phlomis* L.) دارای ۲۰ گونه در ایران است که اغلب گونه‌های آن دارای خواص دارویی بوده و به عنوان ضدسرطان، آنتی‌باکتریال و آنتی‌اکسیدان عمل می کنند. از این گیاه برای درمان بیماری‌هایی مانند زخم معده، دیابت، بواسیر، تورم و زخم‌ها استفاده می‌شود. گونه دارویی سنبله‌ای ارغوانی، دیگر گیاه بررسی شده در این پژوهش، برای درمان بیماری‌های عفونی، التهابی و روماتیسمی جایگاه ویژه‌ای در طب سنتی دارد (۳۴). با توجه به ارزش دارویی دو گیاه گوش‌بره و سنبله‌ای ارغوانی و برداشت مردم بومی از آن‌ها، هدف از این پژوهش، تعیین میزان تجمع فلزات سنگین روی، سرب، مس و کادمیوم در شاخساره و ریشه این گیاهان است.

مواد و روش‌ها

مکان مورد بررسی

معدن سرب و روی روستای زه‌آباد با طول جغرافیایی ۴۹ درجه و ۲۵ دقیقه و عرض ۳۶ درجه و ۲۸ دقیقه، در ۸۵ کیلومتری جاده قزوین رشت در منطقه کوهستانی، در ضلع جنوبی رشته کوه‌های البرز مرکزی قرار دارد. این معدن در فاصله ۳ کیلومتری روستای زه‌آباد واقع شده است. محدوده بهره‌برداری معدن زه‌آباد دارای مساحت تقریبی ۹/۵ کیلومترمربع است. به‌منظور تعیین غلظت فلزات سرب، روی، مس و کادمیوم در خاک و گیاهان، نمونه ها از ۴ منطقه در اطراف معدن جمع‌آوری شدند. سه منطقه از محدوده معدن (الف تا ج) انتخاب شدند به‌طوری‌که رویشگاه الف نزدیک ترین فاصله به معدن و رویشگاه ج بیش‌ترین فاصله از معدن را داشت. منطقه چهارم به‌عنوان شاهد (د) در حدود ۱۱ کیلومتری معدن در تراز



شکل ۱. مناطق نمونه‌برداری (مثلث: *Ph. olivieri*، ستاره: *S. inflate*).

Fig. 1. Sampling areas (Triangle: *Ph. olivieri*; Star: *S. inflate*).

ارتفاعی بالاتر از رگه‌های معدنی و سد باطله و عاری از آلودگی جمع‌آوری شد (شکل ۱).

نمونه‌برداری و آماده‌سازی خاک و اندازه‌گیری غلظت فلزات

نمونه‌های خاک در مکان رشد گیاهان مورد بررسی، در چهار منطقه و در ۳ تکرار برداشت شدند. نمونه‌برداری از لایه ۶۰-۰ سانتی‌متری خاک انجام شد. پس از انتقال به آزمایشگاه، نمونه‌های خاک در آون با دمای ۸۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. نمونه‌ها توسط الک با چشمه ۲ میلی‌متری الک و همگن شدند. به‌منظور اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین روی، سرب، مس و کادمیوم توسط دستگاه جذب اتمی، به حدود ۵ گرم خاک اسید نیتریک (۶۵ درصد)، اسید کلریدریک (۷۰ درصد) و آب اکسیژنه (۳۰ درصد) به نسبت ۶:۴:۱ افزوده شد. سپس محلول به‌دست آمده به مدت ۳ ساعت در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس گرمادهی شد، و پس از عبور از کاغذ صافی واتمن شماره ۲۴، توسط آب مقطر به حجم ۵۰ میلی لیتر رسید. در نهایت غلظت کل فلزات سنگین در خاک توسط دستگاه جذب اتمی Shimadzu مدل 7000 AA اندازه‌گیری شد (۱ و ۳۸).

آماده‌سازی گیاه و اندازه‌گیری غلظت فلزات

به‌منظور بررسی سلامت گیاهانی که به‌طور طبیعی در محدوده معدن سرب و روی زه‌آباد رشد می‌کنند، غلظت کل فلزات سنگین سرب، روی، کادمیوم و مس در دو گیاه دارویی گوش-بره و سنبله‌ای ارغوانی در چهار منطقه هر کدام با سه تکرار، توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

به‌منظور آماده‌سازی نمونه‌ها برای اندازه‌گیری توسط دستگاه جذب اتمی، نمونه‌ها پس از شستشو با آب مقطر به‌منظور زدودن آلودگی‌های سطحی، در دمای اتاق خشک شده و به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس قرار داده شدند تا به وزن ثابت برسند. سپس نمونه‌ها آسیاب شده و پس از همگن‌شدن، حدود ۰/۵ گرم از آن‌ها توزین شد. سپس از ۶ میلی‌لیتر محلول اسید نیتریک (۶۵ درصد)، ۳ میلی‌لیتر اسید کلریدریک (۷۰ درصد) و ۱ میلی‌لیتر آب اکسیژنه (۳۰ درصد) برای هضم اسیدی نمونه‌ها استفاده شد. نمونه‌ها به مدت ۳ ساعت در دمای ۸۰ درجه سلسیوس گرمادهی شدند. پس از عبور محلول حاصل از هضم اسیدی از کاغذ صافی واتمن ۴۲، محلول شفاف و بی‌رنگ توسط آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر

رسید. در نهایت غلظت کل فلزات سنگین (سرب، روی، مس و کادمیوم) در نمونه‌های گیاهی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه-گیری شد (۱ و ۳۸).

فاکتور انتقال

به‌منظور تعیین میزان انتقال فلزات سنگین از ریشه به شاخساره، فاکتور انتقال (TF) بر اساس رابطه زیر محاسبه شد (۱۵):

غلظت عنصر در ریشه / غلظت عنصر در شاخساره = فاکتور انتقال

تجزیه و تحلیل آماری

در این پژوهش نمونه‌های خاک و گیاه با سه تکرار بررسی شدند. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS 16.0 و تجزیه و تحلیل واریانس یک‌طرفه (ANOVA) و آزمون چند دامنه ای دانکن (DMRT) در سطح معنی‌داری ۰/۰۵ انجام شد. نمودارها در نرم‌افزار Excel رسم شدند.

نتایج و بحث

نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از مکان رشد گیاهان در نزدیکی معدن از نظر غلظت چهار فلز سنگین سرب، روی، مس و کادمیوم توسط دستگاه جذب اتمی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. نتایج نشان داد غلظت فلزات سرب و روی در خاک منطقه معدن به‌طورمعنی‌داری بیش‌تر از خاک غیرآلوده است (جدول ۱). مقدار مجاز فلز روی در خاک ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است. مقدار این فلز در خاک مورد آزمایش حدود ۱۱ برابر بیش‌تر از حد مجاز (۳۸) است. بر اساس استاندارد EPA، مقدار مجاز سرب در خاک ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است اما غلظت این فلز در خاک مکان رشد گیاه مورد بررسی تقریباً ۸۰ برابر بیش‌تر است. بیش‌ترین مقدار فلزات سنگین سرب و روی در منطقه الف مشاهده شد و با افزایش فاصله از محدوده معدن، غلظت این عناصر در خاک کاهش یافت. نتایج دلیجانی و همکاران (۹) که به بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک منطقه عسلویه پرداختند نیز نشان داد که با افزایش فاصله از مناطق صنعتی، غلظت فلزات در خاک کاهش می‌یابد. نتایج بررسی توزیع و پراکنش فلزات سنگین براساس اندازه ذرات در اطراف معادن جنوب غربی اسپانیا، نشان داد که ذراتی با اندازه‌های بزرگ‌تر از ۱ میلی‌متر کم‌تر پراکنده شده و همین موضوع باعث افزایش آلودگی در اطراف معدن می‌شود درحالی‌که ذرات کوچک‌تر در فاصله‌ای دورتر از معدن عامل وجود آلودگی در این مناطق است (۸).

عملیاتی مانند استخراج از معادن، الگوی توزیع اصلی عناصر سنگین در خاک را تغییر می‌دهد و معمولاً رشد گیاهان در چنین خاک‌هایی کاهش می‌یابد. نتایج بررسی نمونه‌های خاک نشان داد سال‌ها فعالیت معدن سرب و روی زه‌آباد و رهاسازی پساب‌ها و باطله‌ها در طبیعت، باعث افزایش غلظت سرب و روی در خاک شده است. این در حالی است که غلظت دو عنصر مس و کادمیوم در تمام مناطق مورد بررسی کم‌تر از حد مجاز است.

غلظت فلزات سنگین در ریشه

نتایج نشان داد انباشتگی دو عنصر روی و سرب در ریشه گیاهان مورد بررسی بسیار بیش‌تر از مقدار مجاز بود. بیش‌ترین غلظت عنصر روی در ریشه گیاه سنبله‌ای ارغوانی در رویشگاه "الف" (۶۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) و کم‌ترین آن در ریشه گیاه گوش‌بره و در رویشگاه "د" (۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) دیده شد. در مورد عنصر سرب بر خلاف فلز روی، انباشتگی این عنصر در ریشه گیاه گوش‌بره بیش‌تر از گیاه سنبله‌ای ارغوانی بود. بیش‌ترین غلظت این عنصر در رویشگاه الف (۸۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) و کم‌ترین میزان آن در رویشگاه د (۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) مشاهده شد. غلظت عنصر مس در ریشه هر دو گیاه و در مناطق آلوده، اختلاف معنی‌داری با گیاه شاهد نداشت. کم‌ترین غلظت این عنصر در ریشه گیاه گوش‌بره و در رویشگاه ب (۶۲ میلی-گرم بر کیلوگرم ماده خشک) گزارش شد. لازم به ذکر است انباشتگی این عنصر در گیاهان مورد بررسی در حد مجاز بود.

جدول ۱. غلظت فلزات سنگین شامل روی، سرب، مس و کادمیوم در نمونه‌های خاک مناطق آلوده و شاهد (داده‌ها شامل میانگین ± خطای معیار است).

Table 1. Concentrations of heavy metals including zinc, lead, copper, and cadmium in soil samples of contaminated and control areas (Data include the mean ± standard error of 3 replicates).

خاک soil		فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Heavy metals (mg kg^{-1})			
		روی Zinc	سرب Lead	مس Copper	کادمیوم Cadmium
آلوده* Polluted	الف (a)	2440±0.12^{b}	4950±0.01^{a}	45±0.19^{c}	0.4±0.01^{c}
	ب (b)	2294±0.27^{c}	3615±0.17^{b}	38±0.14^{c}	0.8±0.12^{a}
	ج (c)	2057±0.09^{d}	3241±0.05^{c}	78±0.31^{a}	0.6±0.04^{b}
شاهد* Control	د (d)	143±0.01^{e}	54±0.27^{d}	69±0.13^{b}	0.7±0.01^{a}
آلوده** Polluted	الف (a)	2635±0.16^{a}	4837±0.12^{a}	84±0.17^{a}	0.8±0.02^{a}
	ب (b)	2493±0.35^{b}	3268±0.21^{c}	59±0.08^{b}	0.5±0.05^{b}
	ج (c)	2132±0.03^{cd}	2843±0.17^{c}	67±0.05^{b}	0.8±0.1^{a}
شاهد** Control	د (d)	138±0.13^{e}	37±031^{d}	72±0.17^{a}	0.7±0.03^{a}
استاندارد EPA Standard (EPA)		200	50	100	1

* محل رویش گیاه *Ph. olivieri*؛ ** محل رویش گیاه *S. inflate*؛ در هر ستون اعداد دارای حداقل یک حرف مشابه بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری با هم ندارند.

* Growing areas of *Ph. olivieri;* ** Growing areas of *S. inflata*; In each column, the numbers with at least one similar letter are not significantly different from each other based on the Duncan test at the 5% probability level.

کادمیوم تنها در دو رویشگاه از چهار رویشگاه در ریشه گیاهان مورد بررسی، شناسایی شد. به‌طوری‌که گیاه گوش‌بره تنها در رویشگاه الف و د و گیاه سنبله‌ای ارغوانی در رویشگاه الف و ب مقادیر کمی از این عنصر را نشان دادند. غلظت این عنصر نیز در ریشه هر دو گیاه کمتر از حد مجاز بود (جدول ۲).

غلظت فلزات سنگین در شاخساره

بر اساس نتایج به‌دست آمده، بیش‌ترین غلظت روی با اختلاف معنی‌داری در شاخساره گیاه سنبله‌ای ارغوانی در رویشگاه الف (۷۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) و کم‌ترین میزان آن در شاخساره گیاه گوش‌بره در رویشگاه د (۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک) گزارش شد. در شاخساره گیاه گوش‌بره میزان انباشتگی عنصر سرب بیش‌تر از گیاه سنبله‌ای ارغوانی بود، به‌طوری‌که بیش‌ترین غلظت این عنصر در شاخساره گوش‌بره در رویشگاه الف (۱۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم ماده خشک) و کم‌ترین آن در گیاه سنبله‌ای ارغوانی در رویشگاه د (۱/۳ میلی-گرم بر کیلوگرم ماده خشک) مشاهده شد. در شاخساره نیز مانند ریشه، درحالی‌که غلظت فلز روی در گیاه سنبله‌ای ارغوانی بیش‌تر از گوش‌بره است، انباشتگی فلز سرب در گیاه گوش‌بره بیش‌تر از دیگری مشاهده شد. غلظت زیاد فلزات در ساقه گیاه می‌تواند به دلیل توانایی گیاه در جذب فلزات از خاک و انتقال آن به شاخساره باشد (۴). کریمی و همکاران مشاهده کردند با افزایش غلظت سرب در خاک، میزان انباشت سرب در ریشه گیاه کنگر فرنگی بیش‌تر از ساقه بود. درحالی‌که دومینگاز

جدول ۲. غلظت و فاکتور انتقال (TF) فلزات سنگین شامل سرب، روی، مس و کادمیوم در ریشه و شاخساره گیاه گوش‌بره (*Ph. olivieri*) و سنبله‌ای ارغوانی (*S. inflata*) در منطقه آلوده (الف تا ج) و شاهد (د) (داده‌ها شامل میانگین ± خطای معیار است).

Table 2. Concentrations and transfer factor (TF) of heavy metals including lead, zinc, copper and cadmium in the root and shoot of *Ph. olivieri* and *S. inflata* in the contaminated area (a, b, c) and control (d) (Data include the mean ± standard error of 3 replicates).

	فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Heavy metals (mg kg^{-1})											
Ph. olivieri	روی Zinc			سرب Lead			مس Copper			کادمیوم Cadmium		
	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF
الف (a)	673±14.35^{a}	670±25.4^{a}	1.56	89±14.6^{a}	140±17.1^{a}	1.57	7.8±1.04^{ab}	4.5±0.2^{c}	0.57	0.017±0.006^{a}	0.01±0.001^{a}	0.58
ب (b)	395±23.75^{b}	450±19^{c}	1.13	65±15.7^{b}	86±7.14^{a}	1.32	6.2±1.07^{b}	5.3±1.45^{bc}	0.85	–	–	0
ج (c)	116±12.67^{c}	206±14.5^{d}	1.77	15±9.31^{c}	25±2.31^{c}	1.66	8.4±1.56^{a}	7.9±5.9^{a}	0.94	–	–	0
د (d)	31±9.35^{d}	48±8.51^{e}	1.54	1.2±1.02^{e}	1.7±0.14^{d}	1.41	7.6±0.17^{ab}	7.2±1.4^{ab}	0.94	0.015±0.002^{ab}	0.013±0.001^{b}	0.86
S. inflata	روی Zinc			سرب Lead			مس Copper			کادمیوم Cadmium		
	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF	ریشه Root	شاخساره Shoot	TF
الف (a)	694±19.5^{a}	780±26.5^{a}	1.18	75±4.51^{a}	133±15.1^{a}	1.77	8±1.07^{a}	6.5±0.93^{b}	0.81	0.014±0.001^{b}	–	0
ب (b)	442±14.6^{b}	483±19.4^{c}	1.09	31±12.4^{bc}	55±10.9^{b}	1.77	7.4±0.41^{ab}	5.8±0.74^{bc}	0.78	0.011±0.004^{c}	–	0
ج (c)	220±9.7^{bc}	241±21.5^{d}	1.09	10±3.02^{c}	16±4.81^{c}	1.6	8.9±0.78^{a}	7.1±0.07^{ab}	0.79	–	–	0
د (d)	48±8.4^{d}	57±8.4^{e}	1.18	0.7±0.03^{e}	1.3±1.33^{d}	1.85	6.3±1.13^{b}	5.7±0.57^{bc}	0.90	–	–	0
استاندارد WHO Standard (WHO)	60		2		10		0.02					

در هر ستون اعداد دارای حداقل یک حرف مشابه بر اساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری با هم ندارند.

In each column, the numbers with at least one similar letter are not significantly different from each other based on the Duncan test at the 5% probability level.

و همکاران (۱۰) و پلفورد و همکاران (۳۰) نشان دادند گیاه *Populus alba*، بیش‌ترین سرب دریافتی از خاک آلوده را در برگ‌های خود ذخیره می‌کند.

در مورد عنصر مس، میزان انباشتگی این عنصر در هر دو گیاه گوش‌بره و سنبله‌ای ارغوانی اختلاف معنی‌داری نشان نداد و غلظت آن در هر دو گیاه در حد مجاز بود. عنصر کادمیوم به مقدار جزئی و تنها در شاخساره گیاه گوش‌بره در رویشگاه الف و د شناسایی شد. عنصر کادمیوم در شاخساره گیاه سنبله‌ای ارغوانی در هیچ یک از رویشگاه‌های مورد بررسی اندازه‌گیری نشد (جدول ۲). انباشتگی دو عنصر سرب و روی در شاخساره هر دو گیاه و در تمام رویشگاه‌های آلوده بیش از حد مجاز بود، درحالی‌که مقدار دو عنصر دیگر (مس و کادمیوم) در شاخساره هر دو گیاه در حد مجاز مشاهده شد.

در مجموع نتایج نشان داد در تمام مناطق آلوده، غلظت فلزات سنگین در خاک و هر دو گیاه گوش‌بره و سنبله‌ای ارغوانی بیش‌تر از حد مجاز بود. با افزایش فاصله از معدن، میزان انباشت این عناصر در گیاهان نیز مانند خاک کاهش یافت. در پژوهش مشابهی که به بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک و گیاهان مرتعی اطراف معادن در جنوب غربی مادرید اسپانیا پرداخته شد، نتایج نشان داد غلظت عناصر کادمیوم، مس و روی در خاک و گیاهان مورد بررسی بیش از حد سمیّت بود (۲۴). نتایج بررسی اثر معدن سرب و روی آهنگران بر غلظت این عناصر در خاک و گیاهان دارویی اطراف آن نیز نشان داد با توجه به غلظت بیش از حد فلزات سنگین در خاک، آلودگی این عناصر در گیاهان دارویی منطقه آلوده نیز بیش از حد مجاز بود. در این بررسی بیش‌ترین جذب سرب و روی در شاخساره گون اسبی و اندام زیرزمینی گیاه جاز گزارش شد (۲۰). در پژوهش دیگری که به بررسی غلظت فلزات سنگین در گیاهان مرتعی در اطراف معدن مس خاتون‌آباد پرداخته شد، نتایج نشان داد غلظت مس با افزایش فاصله از کارخانه افزایش می‌یابد که علت آن ته‌نشین‌شدن ذرات ریزتر حاوی مس در فاصله‌ای دورتر از کارخانه بیان شد (۱۱).

فاکتور انتقال

به گیاهانی که می‌توانند فلزات سنگین را به شاخساره منتقل کنند و در این بافت‌ها انباشتگی بیش‌تری نسبت به ریشه نشان دهند، گیاهان بیش‌انباشتگر می‌گویند (۷ و ۲۳). فاکتور انتقال (TF) که از تقسیم غلظت یک عنصر در شاخساره بر غلظت همان عنصر در ریشه به‌دست می‌آید، فاکتور مهمی برای ارزیابی توانایی گیاه در انتقال عنصر از ریشه به ساقه است. به‌طوری‌که اگر مقدار این ضریب بیش‌تر از یک باشد بیانگر تمایل بیش‌تر گیاه به تجمع عنصر در شاخساره نسبت به ریشه و به عبارتی نشان‌دهنده تحرک بیش‌تر عنصر در اندام‌های گیاه است. از عوامل مؤثر بر تحرک عناصر می‌توان به انحلال‌پذیری آن‌ها در بافت‌های گیاهی و متابولیسم گونه گیاهی اشاره کرد (۱۶ و ۴۳). مقادیر TF محاسبه‌شده برای فلزات سنگین مورد بررسی نشان می‌دهد هر دو گیاه گوش‌بره و سنبله‌ای ارغوانی تمایل به انباشتگی بیش‌تر عناصر سرب و روی در شاخساره خود نسبت به ریشه دارند به‌طوری‌که مقادیر ضریب TF برای این دو عنصر بیش‌تر از یک است (جدول ۲). در مورد عناصر مس و کادمیوم، مقادیر TF در هر دو گیاه مورد بررسی در تمام رویشگاه‌ها کم‌تر از یک است که بیانگر تحرک‌پذیری کم‌تر این عناصر در گیاهان است. بیش‌ترین مقدار TF مربوط به سرب در گیاه گوش‌بره در رویشگاه د و کم‌ترین مقدار آن مربوط به عنصر مس در همین گیاه و در رویشگاه الف است (جدول ۲).

پژوهش‌های مختلف نیز نشان دادند میزان انباشت سرب و روی در شاخساره بیش‌تر از ریشه بوده است (۳۴ و ۴۲). صادقی و همکاران (۳۵) در یک پژوهش آزمایشگاهی در مورد اثر سرب بر گیاه مینای چمنی، فاکتور انتقال را کم‌تر از یک به‌دست آورند و گیاه مورد نظر را انتخاب مناسبی برای گیاه پالایی در مناطق آلوده به سرب معرفی کردند. مشابه با نتایج پژوهش حاضر، در پژوهش‌های دیگر نیز تجمع مس و کادمیوم در ریشه بیش‌تر از شاخساره گزارش شده است (۳۴ و ۴۳). رجبی و همکاران (۳۱) نیز نشان دادند گیاه کاهو با جذب فلزات سنگین از خاک‌های تیمارشده با پسماند کارخانه‌ها، باعث کاهش غلظت این عناصر در خاک می‌شوند.

نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج این پـژوهش، میـزان سـرب و روی در خـاک و گیاهان دارویی گوش‌بره و سنبله‌ای ارغوانی در محـدوده معـدن سرب و روی زه‌آباد بسیار بیش‌تر از حد مجاز بـود. ایـن نتـایج نشان داد سال ها رهاشدن مواد مضر حاصل از عملیات معدن در طبیعت، چگونه می‌تواند منجر به آلودگی خاک و گیاهان منطقـه شود. انجام چنین پژوهش‌هایی زنگ خطری برای استفاده مـردم بومی از گیاهان دارویی در رویشگاه های طبیعی آن‌ها اسـت. در این راستا لازم است مسئولان و نهادهای مربوطـه بـا مشـخص-کردن محدوده معدن و آگاه سازی مـردم، بـرای حفـظ سـلامت آن‌هـا از برداشـت گیاهـان در اطـراف معـدن جلـوگیری کننـد. همچنین ضروری است معادن برای ادامه فعالیت های خود و در راستای کاهش آثار منفی بر محیط زیست، پساب‌ها و باطله های خود را مدیریت کنند.

تشکر و سپاسگزاری

در انجـام ایـن پـژوهش، حمایـت مـالی خاصـی از مؤسسـات عمومی، صنعتی و غیرانتفاعی دریافت نشده است.

تضاد منافع

نویسندگان مقاله اذعان دارند هیچ‌گونه تضاد منافعی با شـخص، شرکت یا سازمانی برای این پژوهش ندارند.

منابع مورد استفاده

1. Abrham, F., Gholap, A., 2021. Analysis of heavy metal concentration in some vegetables using atomic absorption spectroscopy. *Pollution* 7(1): 205–216.
2. Akcay, H., Oguz, A., Karapire, C., 2003. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water Research* 37: 813–822.
3. Ataei Azimi, O., Rashidian Dezfooly, B., Delnavaz Hashemloian, B., 2011. The study of antibacterial activities of *Stachys inflate* Benth. extracts on some *Staphylococus* species of human skin eruption. *Journal of Medicinal Plants* 10(39): 103–112. (In Persian with English abstract)
4. Baker, A.J.M., Walker, P.L., 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (Ed.), Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 155–177.
5. Barker, A.V., Pilbeam, D.J., 2010. Handbook of Plant Nutrition. CRC Press, pp. 293–605.
6. Bergkvist, B., 1987. Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystems in S. Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 33: 131–154.
7. Bondada, B.R, Ma, L.Q., 2003. Tolerance of heavy metals in vascular plants: arsenic hyperaccumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.). In: Chandra, S., Srivastava, M. (Eds.), Pteridology in The New Millennium. Springer, pp. 397–420.
8. Chopin, F.I.B., Alloway, B.J., 2007. Trace element partitioning and soil particle haracterization around mining and smelting areas at Tharsis, Ríotinto and Huelva, SW Spain. *Science of the Total Environment* 373: 488–500.
9. Delijani, F. Kazemi, Gh. Jhervin Nia, M., Khakshoor, M., 2009. Enrichment of heavy metals distribution in soils of South Pars special economic zone (Assaluyeh). In: 8th International Congress of Civil Engineering, Shiraz University, Iran, May 11, pp. 304–308. (In Persian with English abstract)
10. Dominguez, M.T., Madejon, D., Maranon, T., Murillo, J.M., 2008. Afforestation of trace element pollution area in SW Spain: woody plants performance and trace element accumulation. *European Journal of Forest Research* 129: 47–59.
11. Einollahi Peer, F., Pakzad Toochaei, S., 2012. Survey of Cu concentration in some grassland plants (*Lactuca serriola*, *Artemisia sieberi* and *Astragalus bisulcatus*) around the Khatoon Abad melting Copper mine in Shahr Babak. *Human and Environment* 10(22): 55–63. (In Persian with English abstract)
12. Haiyan, W., Stuanes, A., 2003. Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou city, Hunan Province, China. *Water, Air, and Soil Pollution* 147: 79–107.
13. Hajmoradi, F., Taleb beydokhti, A., 2019. Chromosomal study of yellow sweet-clover (*Melilotus officinalis* (L.) Lam.) under heavy metals pollution of lead and zinc mine of Zeh Abad, Qazvin. *Journal of National Environment* 72(2): 199–212. (In Persian with English abstract)
14. Hajmoradi, F., Taleb beydokhti, A., 2019. Effect of heavy metals on meiosis cell division in *Stachys inflata* Benth. *Caspian Journal of Environment* 3(2): 363–373.
15. Jablonkai, I., 2022. Molecular defense mechanisms in plants to tolerate toxic action of heavy metal environmental

pollution. In: Kimatu, J.N. (Ed.), Plant Defense Mechanisms, Intech Open, London. pp. 1–21.
16. Juárez-Santillán, L.F., Lucho-Constantino, C.A., Vázquez-Rodríguez G.A., Cerón-Ubilla, N.M., Beltrán-Hernández, R.I., 2010. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology* 101: 5836–5841.
17. Kabata-Pendias, A., 2000. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, 548 p.
18. Karimi, N., Khanahmadi, M., Moradi, B., 2013. The effects of lead on some physiological parameters of Artichoke. *Journal of Plant Production Research* 20(1): 49–62. (In Persian with English abstract)
19. Khoramnejadian, S., Ranjbar, A., Asemi Zavareh, S., Pendashteh, A., 2020. Determining the accumulation of heavy metals in soil and plants around mines and their bioavailability (case study: Nakhlak lead mine). *Journal of Environmental Science Studies* 5(4): 3052–3058.
20. Kord, B., Safikhani, F., Khademi, A., Pourabbasi, S., 2018. Investigating the role of rangeland plants in remediation of contaminated soils to lead and zinc from around Ahangaran Lead and Zinc Mine in Malayer. *Iranian Journal of Rangeland and Desert Research* 25(1):78–88. (In Persian with English abstract)
21. Kosakivska, I.V., Babenko Kateryna, L.M., Romanenko, O., Korotka, I.Y. Potters, G., 2021. Molecular mechanisms of plant adaptive responses to heavy metals stress. *Cell Biology International* 45(2): 258–272.
22. Krueger, J.A. and Duguay, K.M., 1989. Comparative analysis of lead in maine urban soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42: 574–581.
23. Lasat, M.M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil. *Journal of Hazardous Substance Research* 2: 1–25.
24. Moreno-Jim, J. Pe nalos, E.M.R., Manzanoa, R., Carpena-Ruiza, O., Gamarrab, R., Estebana, E., 2009. Heavy metals distribution in soils surrounding an Abandone mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild. *Journal of Hazardous Materials* 162: 854–859.
25. Mohajer, R., Salehi, M.H., Mohammadi, J., 2014. Lead and cadmium concentration in agricultural crops (lettuce, cabbage, beetroot, and onion) of Isfahan Province, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment* 7(1): 1–9. (In Persian with English abstract)
26. Nordberg, G.F., 2009. Historical perspectives on cadmium toxicology. *Toxicology and Applied Pharmacology* 238: 192–200.
27. Nwajei, G.E., 2009. Trace elements in soils and vegetations in the vicinity of shell petroleum development company operating area in Ughelli, delta state of Nigeria. *American-Eurasian Journal of Aagricultural and Environmental Sciences* 3: 574–578.
28. Nyika, J., Dinka, M.O., 2022. Heavy metal pollution in soils and vegetables from suburban regions of Nairobi, Kenya and their community health implications. *Pollution* 8(4): 1434–1447.
29. Prasad, M., 1998. Metal-biomolecule complexes in plants: occurrence, functions, and applications. *Analusis* 26: 25–27.
30. Pulford, I.D., Watson, C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. *Environment International* 5: 529–540.
31. Rajabi, Z., Alamdari, P., Golchin, A., 2019. Evaluation of uptake and accumulation of heavy metals by lettuce in soil treated with inorganic wastes of lead and zinc factories. *Journal of Soil and Plant Interactions* 10(3) :55–68. (In Persian with English abstract)
32. Rao, D., LeBlanc, F., 1966. Effects of sulfur dioxide on the *lichen alga*, with special reference to chlorophyll. *Bryologist* 69: 69–75.
33. Rezanejad, F., Oloumi, H., Gholipoor, Z., Kalantari, Kh.M., 2017. Response of two pine species (*Pinus nigra* and *P. eldarica*) around copper complex of Sarcheshmeh in heavy metals assimilation and some structural characteristics of leaf. *Journal of Plant Research* 30(2): 393–407. (In Persian with English abstract)
34. Riaz, M., Zia-Ul-Haq, M., Jaafar, H.Z., 2013. Common mullein, pharmacological and chemical aspects. *Revista Brasileira de Farmacognosia* 23(6): 948–959.
35. Sadeghi, M., Ahmadi, N., Keshtkar, E., 2021. Evaluation of morphological and biochemical changes in *Bellis perennis* under lead-contaminated soils. *Journal of Soil and Plant Interactions* 12(3) :69–86. (In Persian with English abstract)
36. Sotohian, F., Hojjati, L., Sharifi S., 2014. Environmental effects of Zehabad-e-Qazvin lead and zinc mine. *Journal of Human and Environment* 28: 17–29. (In Persian with English abstract)
37. Steenland, K., Boffetta, P., 2000. Lead and cancer in humans: Where are we now? *American Journal of Industrial Medicine* 38: 295–9.
38. USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites OSWER 9355.4-24, Washington DC, USA.
39. Westerma, R.E.L., 1990. Soil Testing and Plant Analysis, SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
40. WHO. 1998. Quality Control Methods for Medicinal Plant Materials. WHO: Geneva, Switzerland.
41. Wu, D., Saleem, M., He, T., He, G., 2021. The mechanism of metal homeostasis in plants: a new view on the

synergistic regulation pathway of membrane proteins, lipids and metal ions. *Membranes* 11(12): 984.
42. Yang, B., Shu, W., Ye, Z.h., Lan, C.h., Wong, M., 2003. Growth and metal accumulation in Vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere* 52: 1593–1600.
43. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma. L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368: 456–664.
44. Yucel, E., Hatdpoglu, A., Sozeni, E., Guner, S.T., 2018. The effects of the lead ($PbCl_2$) on mitotic cell division of Anatolian Black Pine (*Pinus nigra* ssp. *Pallasiana*). *Biological Diversity and Conservation* 1: 124–129.