



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

## پایش زیستی کیفیت هوا و عناصر کمیاب در مناطق شهری تهران با استفاده از گل‌سنگ اپیفیت

محمد سهرابی<sup>۱\*</sup>، نسرین حسن‌زاده<sup>۲</sup>، فریبا هدایت‌زاده<sup>۲</sup>، مهدی مفید<sup>۳</sup>

- ۱- گروه زیست فناوری صنعتی و محیط زیست، پژوهشکده زیست فناوری، سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران، تهران، ایران
- ۲- گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
- ۳- گروه آلودگی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

### اطلاعات مقاله: چکیده

|               |          |   |
|---------------|----------|---|
| تاریخ دریافت: | ۹۹/۰۹/۲۳ | زمینه و هدف: کیفیت هوا و توزیع عناصر کمیاب در کلانشهر تهران با استفاده از فراکاشت گل‌سنگ اپیفیت <i>Ramalina sinensis</i> مورد بررسی قرار گرفت.  |
| تاریخ ویرایش: | ۹۹/۱۲/۱۱ | روش بررسی: تال گل‌سنگ <i>R. sinensis</i> از منطقه غیرآلوده جمع‌آوری و به مدت شش ماه در شش سایت شهری تهران فراکاشت شد. بعد از پایان دوره مواجهه، محتوای ۱۲ عنصر در گل‌سنگ با آنالیز ICP-MS تعیین شد و داده‌های حاصل با استفاده از آنالیزهای آماری و شاخص‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت.   |
| تاریخ پذیرش:  | ۹۹/۱۲/۱۷ | یافته‌ها: براساس نتایج، ترتیب میانگین غلظت عناصر در نمونه گل‌سنگ <i>R. sinensis</i> به صورت $Ca > K > Fe > Mg > Na > Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co$ تعیین شد و بیشترین میزان انباشت زیستی مربوط به عناصر ضروری یافت شد. برای برخی عناصر اختلاف معنی‌دار آماری بین سایت‌های مختلف شهری مشاهده شد. براساس شاخص بار آلودگی (PLI) نیز دو سایت دانشگاه شریف و ستاد بحران دارای آلودگی بیشتری نسبت به سایر مناطق بودند. مقادیر نسبت مواجهه به کنترل (EC) نیز برای عناصر $Zn, Pb, Cr, Fe, Ni, Mn, Mg, Co$ در محدوده نسبت ۱/۲۵-۱/۷۵ یافت شد. براساس فاکتور تجمع نسبی (RAF)، توان انباشت عناصر توسط گل‌سنگ <i>R. sinensis</i> به ترتیب $Na < Cr < Cu < Fe < Mg < Ni < Zn < Mn < Co < Pb < Ca < K$ مشاهده شد که بیانگر توانایی قابل توجه این گونه در انباشت عناصر $Cr, Na, Cu, Fe$ است. آنالیز PCA و EF نیز نشان داد که منشا عناصر کمیاب جذب شده توسط گل‌سنگ به‌طور عمده از منابع وسایل نقلیه هستند. |
| تاریخ انتشار: | ۹۹/۱۲/۲۷ | نتیجه‌گیری: این مطالعه کاربرد و اهمیت استفاده از گل‌سنگ <i>R. sinensis</i> در پایش زیستی عناصر آلاینده هوا در مناطق شهری را نشان می‌دهد، که این رویکرد می‌تواند جایگزینی مناسب، دقیق و مقرون به صرفه بودن گل‌سنگ نسبت به سایر پایشگرهای زیستی برای آلاینده‌های هوا و تعیین سطوح مختلف آلودگی هوا را در مقیاس بزرگ ارائه دهد.  |

واژگان کلیدی: پایش زیستی فعال، آلودگی هوا، عناصر کمیاب، انباشت زیستی، گل‌سنگ اپیفیت

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

sohrabi@irost.org

## مقدمه

آلودگی هوا در نتیجه شهرنشینی و صنعتی شدن یکی از جدی‌ترین تهدیدات محیط زیست و سلامت انسان در جهان، به ویژه در مناطق شهری است (۱، ۲). در میان آلاینده‌های هوا، انتشارات اتمسفری فلزات سنگین به عنوان یک گروه مهم از آلاینده‌های هوا به دلیل اثرات نامطلوب آنها بر سلامتی انسان و محیط‌زیست، یک نگرانی عمده است (۳، ۴). عمده جمعیت جهان در مناطق شهری متمرکز شده است و این بیانگر لزوم نظارت و پایش آلاینده‌های هوا در چنین محیط‌هایی است (۵). بنابراین در محیط‌های شهری انجام یک نظارت دقیق در مورد آلاینده‌ها به ویژه فلزات به منظور به دست آوردن اطلاعات مربوط به مواجهه جمعیت بسیار مهم است (۶). در حال حاضر، ابزار اصلی مورد استفاده در ارزیابی آلودگی هوا شامل پایش دستگاهی از طریق ایستگاه‌های نمونه برداری خودکار و پایش زیستی است. پایش دستگاهی یک تکنیک فعال است و می‌تواند اطلاعاتی در مورد میزان و پراکنش آلاینده‌ها در سطوح مختلف موجود در اتمسفر ارائه دهد (۷). این روش معمولاً نیاز به استقرار تعداد زیادی پمپ‌های نمونه‌بردار هوا جهت نمونه‌گیری دارد، که دسترسی به این ابزارها و تجهیزات پایش در کشورهای در حال توسعه به دلیل هزینه بالای آنها کم است (۸). به همین دلیل روش‌های پایش زیستی همراه با آنالیزهای شیمیایی در سال‌های اخیر به طور گسترده مورد تحقیق و استفاده قرار گرفته است (۹، ۱۰). به عبارتی استفاده از پایش زیستی فعال و شناسایی نشانگرها و شاخص‌های زیستی کارآمد به عنوان یک ابزار جایگزین یا مکمل ضروری برای ابزارهای نظارت پیشنهاد شده است (۱۱، ۱۲). فرایند پایش زیستی دارای مزایایی در مقایسه با ابزارها و تجهیزات پایش است؛ از جمله اینکه می‌توان بسیاری از سایت‌های نمونه‌برداری مختلف را به طور همزمان ارزیابی کرد، نشانگرهای زیستی بسیار کم هزینه هستند و همچنین اطلاعاتی را در مورد اثرات آلاینده‌ها بر روی

یک موجود زنده ارائه داد (۱۵-۱۳). پایشگرهای زیستی متنوعی برای ارزیابی کیفیت هوا و عناصر جوی، مانند گل‌سنگ‌ها (۱۸-۱۶)، بریوفیت‌ها (۲۱-۱۹)، پوست درختان و برگ‌ها (۹، ۲۲، ۲۳) استفاده شده است. از بین تمام این گروه‌های بیولوژیکی، گونه‌های گل‌سنگ به طور گسترده در مطالعات پایش زیستی آلودگی هوا به عنوان یک شاخص زیستی برای ارزیابی کیفیت محیط‌زیست پس از هر گونه تغییر در ترکیب جوامع گل‌سنگ و یا به عنوان یک پایشگر زیستی آلاینده‌ها استفاده می‌شود که اطلاعات کمی در مورد ویژگی‌های خاص بیوسفر ارائه می‌دهد (۱۴، ۲۴، ۲۵). مطالعات پایش زیستی می‌تواند با جمع‌آوری و آنالیز ارگانیسیم‌های بومی (پایش زیستی غیرفعال) یا از طریق در معرض قرار دادن ارگانیسیم‌ها جمع‌آوری شده از یک سایت غیرآلوده به سایت‌های آلوده (پایش زیستی فعال) برای مدت معینی انجام شود (۲۶). گل‌سنگ‌ها از دو یا سه ارگانیسیم مختلف تشکیل شده‌اند که به دو بخش هتروتروفی و اتوتروفی به صورت همزیستی با هم هستند (۲۷). آنها می‌توانند در طیف وسیعی از محیط‌ها از جمله سطوح سنگ‌ها، درختان و سازه‌های انسان ساخت رشد کنند. این ارگانیسیم‌ها مقاوم هستند و عمر طولانی دارند و حتی می‌توانند در سخت‌ترین محیط‌ها مانند بیابان‌ها یا قطب‌ها زنده بمانند (۲۸). علاوه بر این، گونه‌های گل‌سنگ را می‌توان به راحتی نمونه‌برداری کرد و کم هزینه است و این امکان را فراهم می‌کند که یک منطقه گسترده یا چندین منطقه به طور همزمان مورد بررسی قرار گیرند (۲۹). از سویی از آنجایی که گل‌سنگ‌ها کوتیکول موم‌دار و روزنه ندارند، مواد مغذی، گازها و آب را مستقیماً از اتمسفر در کل سطح تال‌ها جذب می‌کنند. عناصر کمیاب معمولاً بر روی سطح گل‌سنگ‌ها از طریق ته‌نشست‌های خشک و یا مواد محلول انباشته می‌شوند. سپس آنها توسط مکانیسیم‌های متنوعی مانند به دام انداختن ذرات، تبادل یونی، هیدرولیز، جذب الکترولیت خارج سلولی و جذب درون سلولی غیرفعال و فعال در گل‌سنگ جذب شده و تجمع

می‌یابند (۳۰). و اغلب با در نظر گرفتن تنوع و توسعه رشد طبیعی آنها، در طی دهه‌های گذشته به طور گسترده‌ای در مطالعات مربوط به آلودگی جوی به ویژه فلزات سنگین به عنوان شاخص زیستی و انباشتگرهای زیستی عناصر و فلزات در محیط زیست مورد استفاده قرار گرفته‌اند (۳۱). در واقع گل‌سنگ‌ها به دلیل وابستگی گسترده آنها به محیط زیست برای تغذیه، سرعت رشد آهسته، طول عمر طولانی، توانایی تحمل مقادیر زیاد آلاینده‌ها و همچنین توانایی بازتاب رسوبات و غلظت عناصر کمیاب از اتمسفر به عنوان پیش‌گرهای زیستی کارآمد در نظر گرفته می‌شوند (۳۲). آنها قادر به تجمع آلاینده‌های فلزی اتمسفر در طول زمان هستند و بدین ترتیب ابزارهای معتبری برای ارزیابی کیفیت هوا و تعیین منابع احتمالی آلودگی فلزات به شمار می‌روند (۳۳). مطالعات متعدد حاکی از استفاده موفقیت آمیز گل‌سنگ‌ها در ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در هوا در مناطق معدنی (۳۴-۳۶)؛ مناطق صنعتی (۴۱-۴۷)؛ در مجاورت محل‌های دفن زباله و سوزاندن زباله (۱۷، ۴۲، ۴۳) و در مناطق شهری (۳۲، ۴۴-۴۶) است. طی دهه گذشته، کلانشهر تهران نیز به دلیل افزایش تعداد وسایل نقلیه و در نتیجه افزایش ترافیک، شهرنشینی سریع، مهاجرت و تغییر کاربری اراضی از وضعیت بد کیفیت هوا رنج می‌برد. ترافیک وسایل نقلیه احتمالاً منبع اصلی آلودگی در منطقه است و به دلیل تردد حدود ۲ میلیون انواع وسایل نقلیه در این شهر، یکی از آلوده‌ترین شهرهای جهان است (۴۷، ۴۸). استفاده از گونه‌های مختلف گل‌سنگ به عنوان پیش‌گر زیستی به دلیل ساختارهای خاص مورفولوژیکی آنها، مکانیسم‌های تجمع و اکوفیزیولوژی در آنها برای ارزیابی کیفیت هوا در این منطقه بسیار مهم است و می‌تواند بر غلبه بر برخی از مشکلات ذکر شده در مورد ابزارهای پایش کیفیت هوا کمک کند. در این میان استفاده از برخی گونه‌های مناسب پایش کیفیت هوا مانند گونه اپی‌فیت *Ramalina sinensis* با فرم رویشی برگی-بوته‌ای و حساس به آلودگی هوا توصیه

### معرفی گونه *Ramalina sinensis* به‌عنوان پیش‌گر زیستی

گونه مورد مطالعه در این پژوهش گل‌سنگ اپی‌فیت *Ramalina sinensis* است که دارای فرم رویشی برگی-بوته‌ای، انشعابات پنجه مانند و بادبزی شکل، رنگ سبز مایل به زرد و پوسته نازک با اکولوژی روی پوست درختان است. از نظر توزیع جهانی در مناطق معتدل سراسر جهان

شهری جهت نمونه گذاری و سپس نمونه برداری گل‌سنگ مورد مطالعه در این پژوهش استفاده گردید. در این پژوهش ایستگاه کنترل جنگل‌های هیرکانی در استان مازندران و نمونه کنترل نیز نمونه گل‌سنگ برداشت شده از این منطقه در نظر گرفته شد. مکان یابی نمونه‌ها و طول و عرض جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری با استفاده از سیستم موقعیت یاب جهانی (GPS) ثبت شد. موقعیت ایستگاه‌های نمونه برداری در شکل ۲ نشان داده شده است.

#### - روش نمونه برداری و آنالیز شیمیایی

در مطالعه حاضر از تکنیک پایش زیستی فعال با استفاده از گل‌سنگ اپیفیت *Ramalina siseni* به صورت فراکاشت (Transplant) استفاده گردید، به این ترتیب که شاخه‌هایی از گونه گل‌سنگ مورد نظر ابتدا از محیط‌های غیرآلوده (جنگل‌های هیرکانی) در استان مازندران، ارتفاعات شهر نور، جاده رویان به سمت بلده نمونه برداری شدند و مقداری از آنها بلافاصله پس از برداشت از این سایت کنترل جهت محاسبه غلظت عناصر قبل از مواجهه گل‌سنگ در بازه زمانی ۶ ماهه در معرض آلاینده‌ها در مناطق شهری کلانشهر تهران، در محیط آزمایشگاه از نظر عناصر مورد نظر تجزیه و تحلیل و آنالیز شدند و داده‌های حاصل جهت مقایسه با داده‌های حاصل از نمونه‌های انتقال یافته در مناطق شهری تهران و نیز جهت استفاده در محاسبه

یافت می‌شود و یک گونه گل‌سنگی با گستردگی محدود در مناطق جنگلی در آمریکای شمالی، اروپا و آسیا است (۵۷، ۵۸). در ایران نیز خوشبختانه این گونه در مقیاس وسیع در جنگل‌های هیرکانی و ارسبارانی کشور بر روی تنه و شاخه درختان یافت می‌شود. *R. sinensis* یکی از گونه‌های گل‌سنگ حساس به آلودگی هوا است که امروزه در بسیاری از مطالعات پایش زیستی آلاینده‌های هوا مورد استفاده قرار می‌گیرد. لذا در این مطالعه از نمونه گل‌سنگ‌های *R. sinensis* استفاده گردید. در شکل ۱، تصویر گونه *R. sinensis* ارائه گردیده است.

#### مواد و روش‌ها

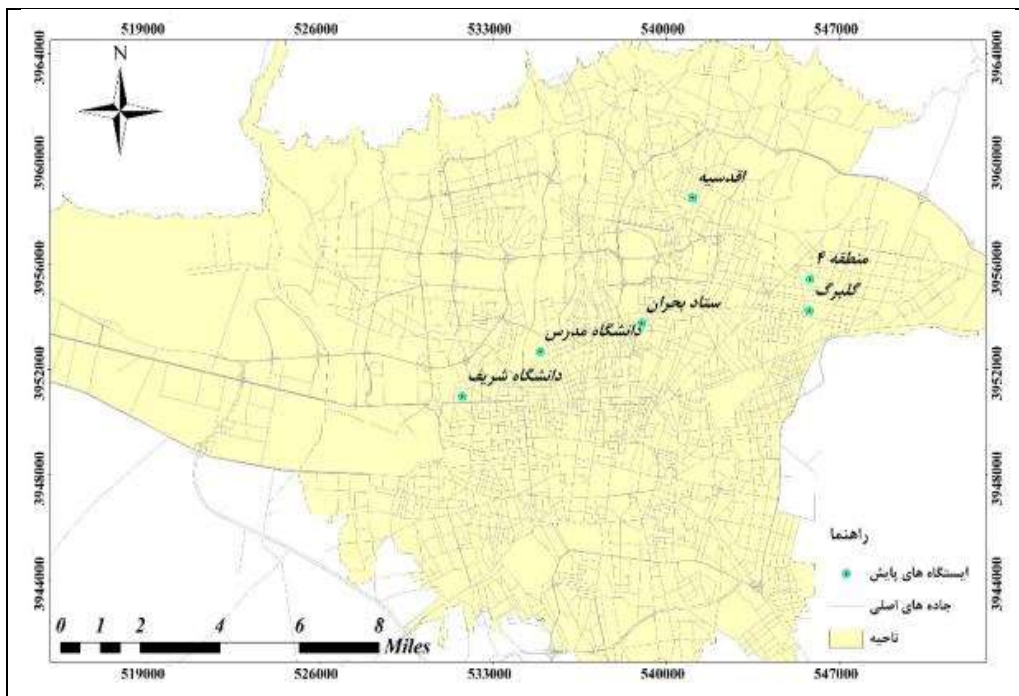
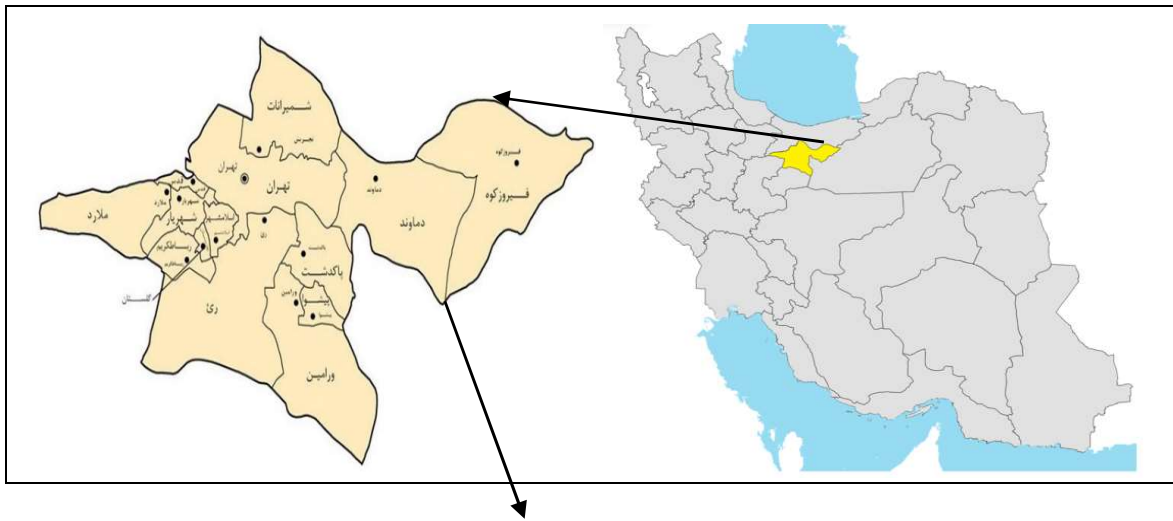
##### - منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های پایش

منطقه مورد بررسی در این پژوهش کلانشهر تهران است. با توجه به کاربری اراضی، فعالیت‌های انسانی و نزدیکی به منابع انتشار آلاینده‌ها، ۶ منطقه نمونه برداری شامل ۶ منطقه شهری مختلف (اقدسیه، ستاد بحران، دانشگاه شریف، منطقه ۴، دانشگاه تربیت مدرس، گلبرگ) که برخی از ایستگاه‌های تعیین شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست جهت سنجش کیفیت هوا در کلانشهر تهران هستند، انتخاب شده است. جهت بررسی وضعیت کیفیت هوا از نظر عناصر مورد بررسی در این کلانشهر، این ۶ منطقه مختلف



شکل ۱- گونه گل‌سنگ *Ramalina sinensis* مورد مطالعه





شکل ۲- نقشه منطقه مورد مطالعه و موقعیت ایستگاه‌های پایش

مناسبی که در سایت‌های مورد مطالعه وجود داشتند، متصل و فراکاشت شدند. شایان ذکر است که این نمونه‌ها به مقدار ۶ g در هر سایت و با فاصله ۱/۵ الی ۲ m از سطح زمین فراکاشت شدند و همه نمونه‌ها از این نظر هماهنگ بودند. جهت برداشت نمونه‌های گل‌سنگ با حداقل سه بار تکرار در هر سایت پایش، تعداد مشخصی از نمونه‌های

شاخص‌های مختلف در این زمینه یادداشت شدند. مابقی نمونه‌ها که جهت فراکاشت گردآوری گردید به ۶ منطقه مختلف شهری در کلانشهر تهران منتقل شدند، به این ترتیب که به طور مستقیم تال گل‌سنگ *R. sisnensi* از بستر آنها جدا و در کیسه‌های نایلون بسته‌بندی شدند و از طریق آویزان کردن بر روی درختان یا دیگر بسترهای

بار آلودگی (PLI) (۵۳)، نسبت مواجهه به کنترل (EC ratio) (۵۵)، و فاکتور تجمع زیستی (RAF) (۵۶)، جهت بررسی وضعیت آلودگی هوا در برخی مناطق کلانشهر تهران از نظر فلزات مورد استفاده قرار می‌گیرند.

- **فاکتور غنی شدگی (Enrichment Factor (EF))**  
ضریب غنی شدگی (EF) به عنوان درصدی برای هر عنصر و منطقه پایش با استفاده از معادله ۱ محاسبه شد:

$$EF_E(\%) = \frac{CE_A - CE_C}{CE_C} \times 100 \quad (1)$$

در این معادله  $EF_E$  فاکتور غنی شدگی عنصر E،  $CE_A$  غلظت عنصر E در نمونه گلسنگ، و  $CE_C$  غلظت عنصر در نمونه کنترل (نمونه برداشت شده از جنگل‌های هیرکانی قبل از مواجهه) است. برای معیارهای تفسیر، مقادیر EF بیشتر از ۱۰۰ درصد در نظر گرفته می‌شود که نشان دهنده غنی شدگی قابل توجه است (به عنوان مثال، غلظت حداقل دو برابر محل کنترل). مقادیر EF از ۵۰ تا ۱۰۰ درصد غنی شدگی متوسط را نشان می‌دهد، در حالی که مقادیر EF کمتر از ۵۰ درصد برای نشان دادن شرایط عادی در نظر گرفته می‌شود (۵۴).

- **فاکتور آلودگی (Contamination Factor (CF))**  
فاکتور آلودگی (CF) با استفاده از مقدار متوسط هر آلاینده با استفاده از معادله ۲ محاسبه می‌شود:

$$CF = C_m / C_c \quad (2)$$

$C_m$ : غلظت متوسط آلاینده در گلسنگ در نقطه پایش،  
 $C_c$ : غلظت متوسط همان آلاینده در گلسنگ در نقطه کنترل است، CF سطوح آلودگی هر آلاینده را در هر نقطه نشان می‌دهد. وضعیت کیفیت هوا براساس فاکتور آلودگی به صورت: غیرآلوده ( $CF < 1/2$ )، آلودگی کم ( $1/2 \leq CF < 2$ )، آلودگی متوسط ( $2 \leq CF < 3$ ) و آلودگی شدید ( $CF \geq 3$ ) تفسیر می‌گردد (۳۴).

انفرادی (N) گلسنگ با حداقل فاصله ۱۰۰ m در هر منطقه نمونه‌گذاری گردید. رویکرد فراکاشت دارای مزیتی است که اجازه می‌دهد به خوبی تعداد دفعات و زمان قرار گرفتن گلسنگ در معرض طبق نیاز مشخص شود (۸، ۴۰). لذا بر این اساس، نمونه‌های گلسنگ در بازه‌ی زمانی ۶ ماهه در معرض آلودگی هوای مناطق مختلف شهری در تهران قرار گرفتند و پس از این مدت نمونه‌ها جمع آوری و جهت آنالیز به آزمایشگاه منتقل شدند. در محیط آزمایشگاه نیز نمونه‌های گلسنگ با دست تمیز شدند و از نمونه‌های شسته نشده برای آنالیز عناصر و فلزات استفاده گردید، زیرا شست‌وشو می‌تواند برخی از عناصر را از سطح گلسنگ جدا کند (۳۲، ۴۰). پس از تمیز کردن، در محیط آزمایشگاه نمونه‌های گلسنگ در یک اتاق بسته هوا خشک شدند (۳۲). روش آنالیز نیز براساس روش ارائه شده توسط Sangiamdee (۲۰۱۴) (۵۹) انجام شد. به این ترتیب که نمونه‌های گلسنگ پس از خشک شدن با استفاده از هاون چینی پودر و همگن شدند، سپس از طریق یک الک  $500 \mu m$  غربال شدند. در نهایت جهت هضم حدود  $0.2 g$  گلسنگ آسیاب شده با  $2 mL HNO_3$  در یک سیستم بلوک هضم در دمای  $150^\circ C$  برای  $15 min$  ترکیب گردید (۴۰). سپس بعد از سرد شدن نمونه‌های هضم شده در دمای اتاق، محلول هضم شده نهایی با آب دیونیزه رقیق شد و از کاغذ صافی با اندازه منفذ  $0.45 \mu m$  عبور داده شدند و به حجم  $25 mL$  رسانده شدند و تا زمان سنجش در دمای  $4^\circ C$  نگهداری شدند (۳۹). در نهایت قرائت و سنجش میزان فلزات سنگین توسط دستگاه ICP-MS صورت گرفت.

#### - آنالیز داده‌ها

همان طور که اشاره گردید در زمینه پایش زیستی توسط گلسنگ‌ها، شاخص‌های متعدد کیفیت هوا با استفاده از اطلاعات گلسنگ‌ها ارائه گردیده است. در مطالعه حاضر نیز برخی از این شاخص‌ها و فاکتورها شامل فاکتور غنی شدگی (EF) (۵۴)، فاکتور آلودگی (CF) (۳۴)، شاخص

تا حدودی از دست رفته ( $EC=0/25-0/75$ )، نرمال ( $1/25$ ) -  
 $EC = 0/75$ ، انباشت یافته ( $EC=1/75-1/25$ ) و انباشت  
 شدید ( $EC>1/75$ ) براساس معیارهای ارائه شده توسط  
 سایر محققان به تصویب رسیده است (۶۰، ۶۱).

#### - فاکتور تجمع نسبی (Relative Accumulation Factor (RAF))

برای ارزیابی تجمع فلزات در گونه گل‌سنگ مورد مطالعه،  
 فاکتور تجمع نسبی (RAF) از طریق کم کردن مقدار هر  
 عنصر و فلز قبل از قرار گرفتن در معرض ( $C_{initial}$ ) از میزان  
 عناصر و فلزات بعد از قرار گرفتن در معرض ( $C_{exposed}$ )  
 و سپس با تقسیم بر میزان عناصر و فلزات قبل از قرار  
 گرفتن در معرض ( $C_{initial}$ ) با استفاده از معادله ۴ محاسبه  
 گردید (۵۶).

$$RAF = (C_{exposed} - C_{initial}) / C_{initial} \quad (4)$$

#### - آنالیزهای آماری

تجزیه و تحلیل‌های آماری مربوط به داده‌های فلزات  
 سنگین در نمونه‌های گل‌سنگ با استفاده از نرم افزار  
 SPSS Statistics 22 و Excel انجام شد. به این  
 ترتیب که ابتدا داده‌ها از نظر نرمال بودن با استفاده از  
 آزمون آماری شاپیروویلیک (Shapiro-Wilk) بررسی  
 شدند و داده‌ها نرمال بودند. سپس جهت بررسی و  
 آنالیز تفاوت معنی‌داری با ضریب اطمینان ۹۵ درصد  
 ( $p=0/05$ ) میانگین داده‌های مربوط به غلظت فلزات و  
 عناصر در سایت کنترل (جنگل‌های هیرکانی) و سایت‌های  
 پایش از آنالیز واریانس یکطرفه (One-way ANOVA)  
 استفاده گردید، و با توجه به معنی‌دار بودن اختلاف  
 میانگین داده‌ها در بین ایستگاه‌های مورد مطالعه از آزمون  
 تعقیبی (Post Hoc) دانکن (Duncan) جهت تعیین و  
 تفکیک ایستگاه‌های دارای اختلاف استفاده شد. بررسی  
 ارتباط بین غلظت فلزات و عناصر مختلف با یکدیگر در  
 تال گل‌سنگ، با توجه به نرمال بودن داده‌ها با استفاده

#### - شاخص بار آلودگی (Pollution load index (PLI))

شاخص بار آلودگی (PLI) که از نسبت آلاینده‌ها در مناطق  
 یکسان و میزان آنها در منطقه کنترل استفاده می‌شود. این  
 شاخص بدین منظور ابتدا توسط Tomlinson و همکاران  
 (۱۹۸۰) گزارش شد (۵۴) و سپس توسط سایر محققان با  
 استفاده از گل‌سنگ‌ها انجام شد (۱۷).

شاخص بار آلودگی (PLI) با استفاده از CF (معادله ۲) و  
 معادله ۳ محاسبه می‌گردد:

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (3)$$

که  $C_m$ : غلظت متوسط آلاینده در گل‌سنگ در نقطه  
 پایش،  $C_c$ : غلظت متوسط همان آلاینده در گل‌سنگ در  
 نقطه کنترل است، CF فاکتور آلودگی برای هر آلاینده  
 و n تعداد آلاینده‌های مورد مطالعه است. این شاخص  
 برای ارزیابی بار آلودگی هوا در هر نقطه پایش استفاده  
 می‌شود (۵۳). مقیاس‌های تفسیر برای شاخص بار آلودگی،  
 به صورت:  $PLI < 0/9$  (غیر آلوده)،  $1 \pm 0/1$ ،  
 (سطوح زمینه‌ای)،  $1/5 < PLI < 1/1$  (آلودگی کم)،  
 $2/0 \leq PLI < 1/5$  (آلودگی متوسط)،  $2/5 < PLI < 2/0$   
 (آلودگی زیاد) و  $PLI \geq 2/5$  (آلودگی بسیار زیاد) هستند  
 (۳۹).

#### - نسبت مواجهه به کنترل (Exposed-to-control ratio (EC))

به دنبال رویکرد پیشنهاد شده توسط Frati و  
 همکاران (۲۰۰۵) (۵۵)، تجمع زیستی عناصر کمیاب  
 در نمونه‌های قرار گرفته در معرض با مقایسه با غلظت  
 نمونه‌های کنترل، با محاسبه نسبت در معرض به کنترل  
 (EC) (Exposed-to-control) بررسی شد. مقادیر  
 نسبت EC را می‌توان از طریق مقیاس تعریف شده توسط  
 Frati و همکاران (۲۰۰۵) تفسیر کرد، که نسبت‌های بالاتر  
 از ۱ نشان دهنده انباشت زیستی است. به علاوه طبقه بندی  
 دیگری به صورت؛ از دست دادن شدید ( $EC=0/00-0/25$ )،

دو منطقه شهری دانشگاه شریف و ستاد بحران مشاهده گردید. به تفکیک نیز بیشترین غلظت  $Cu$  ( $3/96 \pm 0/9$ ) در منطقه دانشگاه تربیت مدرس، بیشترین غلظت  $Zn$  ( $24/7 \pm 1/9$ )،  $Ni$  ( $4/1 \pm 1/2$ )،  $Fe$  ( $1142/6 \pm 167/6$ ) و  $Mg$  ( $528/4 \pm 94/8$ ) در منطقه دانشگاه شریف، بیشترین میزان  $Pb$  و  $Mn$  در منطقه ستاد بحران و دانشگاه شریف به ترتیب به میزان ( $16/1 \pm 1/8$ ) ( $16/1 \pm 3/1$ ) و ( $25/8 \pm 1/3$ ) و ( $24/7 \pm 2/6$ )، بیشترین میزان  $Na$  ( $206/10 \pm 103/2$ ) در منطقه گلبرگ و بیشترین میزان  $K$  ( $2907 \pm 192/5$ ) نیز در منطقه کنترل مشاهده گردید. غلظت هر عنصر در اکثر سایت‌های پایش شهری بیشتر از منطقه کنترل بود ( $p < 0/05$ )، هر چند که در مورد  $Ca$  در سایت‌های منطقه ۴ و اقدسیه، و  $K$  در تمامی سایت‌ها این روند مشاهده نشد.

مقادیر فاکتور آلودگی (CF) محاسبه شده برای هر عنصر با استفاده از میانگین عناصر انباشته شده در گل‌سنگ  $R. sinensis$  در ۶ منطقه شهری مورد مطالعه محاسبه و در جدول ۲ ارائه شده است. میانگین مقادیر فاکتور آلودگی برای عناصر  $Cu$  ( $1/66$ )،  $Zn$  ( $1/38$ )،  $Pb$  ( $1/31$ )،  $Ni$  ( $1/39$ )،  $Cr$  ( $1/94$ )،  $Co$  ( $1/33$ )،  $Fe$  ( $1/53$ )،  $Mn$  ( $1/34$ )،  $Na$  ( $3/96$ )،  $Mg$  ( $1/42$ )،  $Ca$  ( $1/03$ ) و  $K$  ( $0/80$ ) مشاهده شد. مقادیر شاخص بار آلودگی (PLI) مربوط به عناصر بررسی شده در گل‌سنگ  $R. sinensis$  در ایستگاه‌های پایش نیز در جدول ۲ ارائه شده است. براساس نتایج، مقادیر شاخص بار آلودگی در سایت‌های مختلف در محدوده  $1/61-1/35$  مشاهده شد که بیانگر آلودگی کم تا متوسط در مناطق مورد بررسی است.

در نمودار ۱ مقادیر میانگین نسبت مواجهه به کنترل (EC) برای عناصر آنالیز شده در نمونه گل‌سنگ  $R. sinensis$  در هر منطقه پایش نشان داده شده است. براساس نتایج، تجمع زیستی برای  $K$  در تمام سایت‌ها و برای  $Ca$  در منطقه اقدسیه و منطقه ۴ یافت نشد. عناصری با نسبت متوسط EC بیشتر از ۱ شامل  $Cu$  ( $1/87-1/54$ )،

از آزمون پیرسون (Pearson Correlation) صورت گرفت. جهت ترسیم نمودارها از نرم افزار Excel استفاده گردید. از آزمون آماری چند متغیره تجزیه به مؤلفه‌های اصلی ((Principal Component Analysis (PCA) با چرخش واریماکس (Varimax) جهت تعیین منابع احتمالی فلزات و عناصر در منطقه مورد مطالعه استفاده گردید. به علاوه از سیستم اطلاعات جغرافیایی (ArcGIS 3.10) برای ترسیم نقشه موقعیت جغرافیایی مناطق مورد مطالعه و نیز با استفاده از الگوریتم درون‌یابی فاصله وزنی معکوس (IDW) در محیط GIS جهت تهیه نقشه‌های تغییرات مکانی غلظت فلزات و عناصر در مناطق مختلف شهری کلانشهر تهران استفاده گردید.

## یافته‌ها

در جدول ۱ خلاصه آنالیزهای آماری شامل میانگین غلظت  $\pm$  انحراف استاندارد (SD)، حداقل، حداکثر و نتایج آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) برای فلزات و عناصر  $Cu$ ،  $Zn$ ،  $Pb$ ،  $Ni$ ،  $Cr$ ،  $Co$ ،  $Fe$ ،  $Mn$ ،  $Na$ ،  $Mg$ ،  $Ca$  و  $K$  در هر سایت پایش (و نیز سایت کنترل) که با استفاده از نمونه‌های گل‌سنگ  $R. sinensis$  فراکاشت شده در شش منطقه شهری از کلانشهر تهران اندازه‌گیری شده بود، نشان داده شده است. نتایج آنالیز واریانس یکطرفه نشان داد که از میان عناصر مورد مطالعه، عناصر  $Cu$ ،  $Zn$ ،  $Pb$ ،  $Ni$ ،  $Fe$ ،  $Na$ ،  $Mg$  و  $K$  در بین ایستگاه‌های مختلف با سایت کنترل دارای اختلاف معنی‌دار آماری است ( $p < 0/05$ ) و سایر عناصر  $Cr$ ،  $Co$ ،  $Ca$  و  $Mn$  فاقد اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مختلف و حتی با منطقه کنترل بود ( $p > 0/05$ ). البته مقایسه غلظت عناصر  $Cu$ ،  $Pb$ ،  $Fe$  و  $Mg$  در بین ایستگاه‌های مختلف نشان داد که این عناصر در سایت‌های پایش با منطقه کنترل دارای تفاوت معنی‌دار بودند ولی بین خود ایستگاه‌های پایش تفاوت معنی‌داری نداشتند. به طور کلی براساس نتایج آزمون ANOVA، بیشترین غلظت اکثر عناصر مورد مطالعه در



جدول ۱- مقایسه میانگین ( $\pm$ SD) (mg/kg DW (Dry Weight)) و نتایج آتالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) عناصر اندازه گیری شده در گل‌سنگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف کلاشهر تهران و سایت کنترل

| عناصر<br>سایت         | K                          | Ca                           | Mg                       | Na                         | Mn                    | Fe                        | Co                    | Cr                   | Ni                    | Pb                     | Zn                      | Cu                     |
|-----------------------|----------------------------|------------------------------|--------------------------|----------------------------|-----------------------|---------------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| اقدسیه                | ۲۷۸±۲۷۸۶/۵ <sup>bc</sup>   | ۱۲۷۸۶۲۶۱۸±۷/۸ <sup>a</sup>   | ۵۰۳۷۹±۷/۹ <sup>a</sup>   | ۱۱۰/۲±۸/۷ <sup>bc</sup>    | ۲۳۱/±۵/۳ <sup>a</sup> | ۹۱۰/۱۷۷±۶/۲ <sup>a</sup>  | ۲/۰±۲/۱۷ <sup>a</sup> | ۴/۱±۸/۰ <sup>a</sup> | ۲/۰±۸/۱ <sup>bc</sup> | ۱۴۳±۵/۰ <sup>a</sup>   | ۲۰/۶±۱۱/۳ <sup>ab</sup> | ۳/۰±۶/۶ <sup>a</sup>   |
| ستاد بحران            | ۱۶۵۳/۱۶۵±۱/۸ <sup>c</sup>  | ۱۳۹۰۴/۱۷۰۶±۶/۳ <sup>ab</sup> | ۴۴۹/۲/۱±۴/۹ <sup>a</sup> | ۱۱۴/۱۵±۱۲/۳ <sup>bc</sup>  | ۲۵۱/±۸/۳ <sup>a</sup> | ۱۰۱۴/۱۰۲±۵/۹ <sup>a</sup> | ۲/۰±۸/۲۷ <sup>a</sup> | ۴/۱±۷/۶ <sup>a</sup> | ۳/۰±۶/۳ <sup>ab</sup> | ۱۶/۱±۱/۸ <sup>a</sup>  | ۲۰/۱±۴/۵ <sup>ab</sup>  | ۳/۰±۲۸/۰۴ <sup>a</sup> |
| دانشگاه شریف          | ۲۵۴۶/۴۹۰±۹/۹ <sup>ab</sup> | ۳۰۲۲±۱۵۳/۸/۷ <sup>a</sup>    | ۵۲۸/۹۴±۴/۸ <sup>a</sup>  | ۱۶۳/۳۰±۴/۱/۱ <sup>ab</sup> | ۲۴۶/±۷/۶ <sup>a</sup> | ۱۱۴۲/۱۶۷±۶/۶ <sup>a</sup> | ۳/۱±۷/۸ <sup>a</sup>  | ۵/۲±۱/۷ <sup>a</sup> | ۴/۱±۱/۲ <sup>a</sup>  | ۱۶/۳±۱/۱ <sup>a</sup>  | ۲۴/۱±۷/۹ <sup>a</sup>   | ۳/۰±۳/۱ <sup>ab</sup>  |
| منطقه ۴               | ۲۰۸۵/۲۶۸±۵/۲ <sup>bc</sup> | ۱۲۶۰۲/۱۹۹۹±۶/۴ <sup>a</sup>  | ۴۵۵/۵۷±۷/۱ <sup>a</sup>  | ۱۵۲/۶۰±۴/۸/۹ <sup>ab</sup> | ۳۴/۴±۱/۷ <sup>a</sup> | ۹۵۵/۱۴۰±۱ <sup>a</sup>    | ۲/۰±۱/۲ <sup>a</sup>  | ۴/۱±۶/۰ <sup>a</sup> | ۲/۰±۵/۲ <sup>bc</sup> | ۱۴/۴±۶/۷ <sup>a</sup>  | ۲۰/۱±۷/۸ <sup>ab</sup>  | ۳/۰±۲۶/۰۶ <sup>a</sup> |
| دانشگاه تربیت مدرس    | ۲۷۳۱/۷۰۷±۲/۳ <sup>ab</sup> | ۱۳۳۱۲۷۳۳±۴ <sup>a</sup>      | ۴۸۰/۳۸±۹/۴ <sup>a</sup>  | ۱۷۷/۶±۰/۱۷ <sup>ab</sup>   | ۲۳/۱±۸/۴ <sup>a</sup> | ۱۰۲۶/۱۲۴±۱/۶ <sup>a</sup> | ۲/۰±۳۲/۳ <sup>a</sup> | ۵/۲±۵/۴ <sup>a</sup> | ۲/۰±۸/۳ <sup>bc</sup> | ۱۴/۶±۱/۱ <sup>a</sup>  | ۱۹/۲±۶/۳ <sup>ab</sup>  | ۲/۰±۹/۶ <sup>a</sup>   |
| گلریگ                 | ۲۶۱۷/۱۷۲±۷/۸ <sup>ab</sup> | ۱۳۳۸۷/۱۲۴۶±۹/۴ <sup>a</sup>  | ۴۷۶/۵۴±۷/۹ <sup>a</sup>  | ۲۰۶/۱۰۳±۱۰/۳ <sup>a</sup>  | ۲۳/۴±۸/۰ <sup>a</sup> | ۹۳۴/۱۱۹±۶/۱ <sup>a</sup>  | ۲/۰±۵/۱ <sup>ab</sup> | ۳/۱±۶/۹ <sup>a</sup> | ۳/۰±۶/۶ <sup>ab</sup> | ۱۳/۰±۹/۵ <sup>ab</sup> | ۱۸/۲±۳/۹ <sup>b</sup>   | ۳/۰±۸۸/۶ <sup>a</sup>  |
| منطقه کنترل           | ۱۹۲±۲۹۰۰۷/۵ <sup>a</sup>   | ۱۳۰۲۱/۲۳۱۵±۶/۳ <sup>ab</sup> | ۳۳۸/۳۰±۷/۳ <sup>ab</sup> | ۳۸/۵±۸/۹/۹ <sup>c</sup>    | ۱۸/۱±۱/۹ <sup>a</sup> | ۶۵۰/۷۰±۸/۳ <sup>b</sup>   | ۱/۰±۹/۰ <sup>ab</sup> | ۲/۱±۴/۳ <sup>a</sup> | ۲/۰±۷/۲ <sup>c</sup>  | ۷/۲±۴/۵ <sup>b</sup>   | ۷/۲±۵/۹ <sup>b</sup>    | ۲/۰±۱۱/۲ <sup>b</sup>  |
| میانگین کل ایستگاه‌ها | ۲۴۰۳/۵۱۱±۹/۶ <sup>۷</sup>  | ۱۳۳۹۰/۱۹۸۳±۵/۴               | ۴۶۱/۷۵±۸/۹ <sup>۸</sup>  | ۱۳۷/۶۵±۷/۸ <sup>۵</sup>    | ۲۳/۳±۴/۲ <sup>۸</sup> | ۹۴۷/۱۸۲±۸/۹               | ۲/۰±۴/۷ <sup>۱</sup>  | ۴/۱±۴/۴ <sup>۱</sup> | ۳/۰±۱/۸ <sup>۰</sup>  | ۱۴/۳±۴/۳ <sup>۹</sup>  | ۱۹/۳±۹/۸ <sup>۶</sup>   | ۳/۰±۳/۷ <sup>۳</sup>   |
| مینیمم                | ۱۵۲۰/۸                     | ۱۰۴۰۷/۴                      | ۳۰۲/۶۳                   | ۳۳/۸۰                      | ۱۶۲/۴                 | ۶۰۲/۵۱                    | ۱/۴                   | ۲/۱۵                 | ۲/۰۳                  | ۷/۸۹                   | ۱۲/۰۲                   | ۱/۹۳                   |
| ماکزیمم               | ۳۱۵۳/۷۱                    | ۱۸۸۰۷/۳                      | ۶۲۵/۰۲                   | ۲۹۷/۵۷                     | ۳۹۵/۱                 | ۱۲۹۲/۷                    | ۴۰۸                   | ۸/۲۲                 | ۵/۴۹                  | ۲۰/۱۴                  | ۲۶/۵۹                   | ۵۰/۷                   |

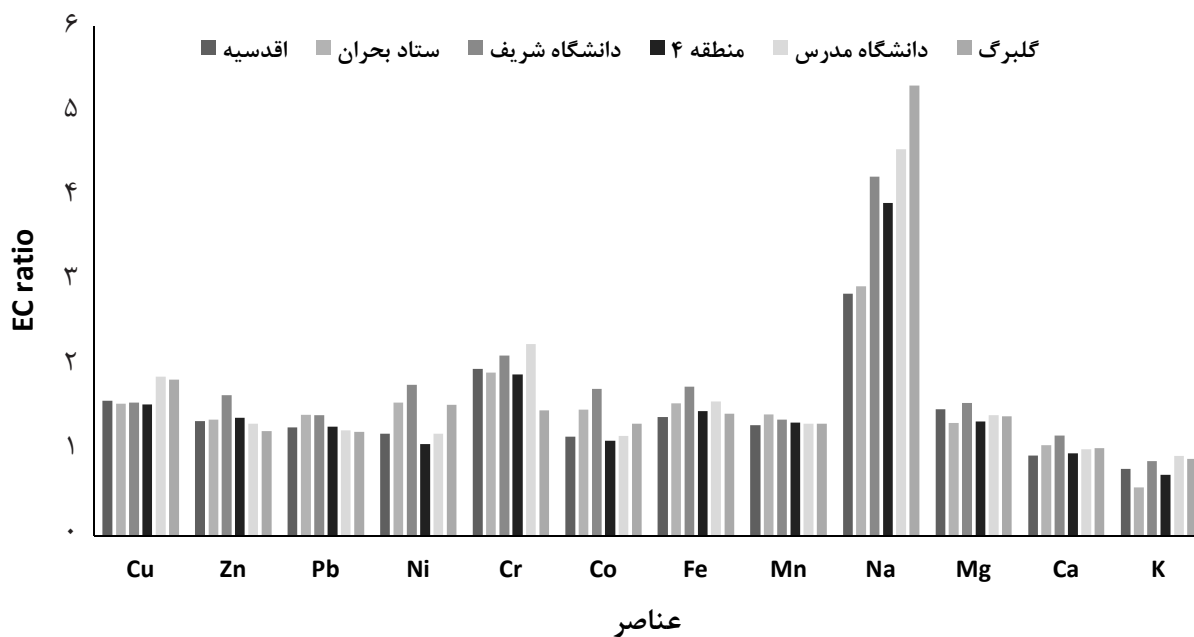
حروف غیر مشترک (a, b, c, ...) در هر ستون، بیانگر تفاوت معنی دار ( $p < 0.05$ ) بین ایستگاه‌ها از نظر میانگین غلظت فلزات و عناصر در نمونه‌های گل‌سنگ براساس پس آزمون دانکن است.

جدول ۲- فاکتور آلودگی (CF) و شاخص بار آلودگی (PLI) محاسبه شده با استفاده از میانگین عناصر و فلزات انباشته شده در گل‌سنگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف کلانشهر تهران

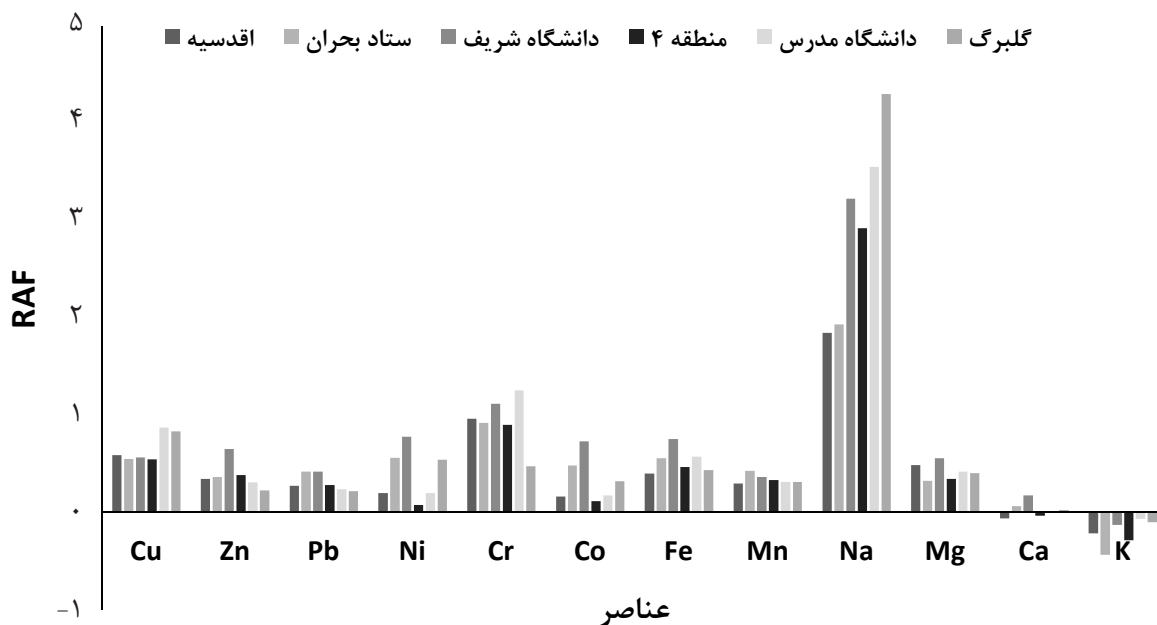
| PLI  | CF   |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      | پارامتر | سایت               |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------|--------------------|
|      | K    | Ca   | Mg   | Na   | Mn   | Fe   | Co   | Cr   | Ni   | Pb   | Zn   |         |                    |
| ۱/۳۵ | ۰/۷۹ | ۰/۹۴ | ۱/۴۹ | ۲/۸۵ | ۱/۳۰ | ۱/۴۰ | ۱/۱۶ | ۱/۹۶ | ۱/۲۰ | ۱/۲۷ | ۱/۳۵ | ۱/۵۹    | اقدسیه             |
| ۱/۴۱ | ۰/۵۷ | ۱/۰۷ | ۱/۳۳ | ۲/۹۳ | ۱/۴۳ | ۱/۵۶ | ۱/۴۸ | ۱/۹۲ | ۱/۵۶ | ۱/۴۲ | ۱/۳۷ | ۱/۵۵    | ستاد بحران         |
| ۱/۶۱ | ۰/۸۸ | ۱/۱۸ | ۱/۵۶ | ۴/۲۳ | ۱/۳۷ | ۱/۷۶ | ۱/۷۳ | ۲/۱۲ | ۱/۷۸ | ۱/۴۲ | ۱/۶۵ | ۱/۵۷    | دانشگاه شریف       |
| ۱/۳۶ | ۰/۷۲ | ۰/۹۷ | ۱/۳۴ | ۳/۹۲ | ۱/۳۳ | ۱/۴۷ | ۱/۱۲ | ۱/۹۰ | ۱/۰۸ | ۱/۲۸ | ۱/۳۹ | ۱/۵۴    | منطقه ۴            |
| ۱/۴۷ | ۰/۹۴ | ۱/۰۱ | ۱/۴۲ | ۴/۵۵ | ۱/۳۱ | ۱/۵۸ | ۱/۱۷ | ۲/۲۶ | ۱/۲۰ | ۱/۲۴ | ۱/۳۱ | ۱/۸۷    | دانشگاه تربیت مدرس |
| ۱/۴۵ | ۰/۹۰ | ۱/۰۳ | ۱/۴۱ | ۵/۳۰ | ۱/۳۲ | ۱/۴۴ | ۱/۳۲ | ۱/۴۸ | ۱/۵۴ | ۱/۲۲ | ۱/۲۳ | ۱/۸۳    | گلبرگ              |

Co (۰/۳۳)، Ni (۰/۳۹)، Pb (۰/۳۱)، Cr (۰/۹۴)، Fe (۰/۵۳)، Mn (۰/۳۴)، Na (۲/۹۶)، Mg (۰/۴۲)، Ca (۰/۰۳) و K (-۰/۲۰) مشاهده شد. همان طور که در جدول ۳ قابل مشاهده است، آنالیز همبستگی پیرسون برای بررسی ارتباط بین غلظت عناصر در تال گل‌سنگ *R. sinensis* مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد برخی عناصر آنالیز شده در نمونه‌های گل‌سنگ با یکدیگر ارتباط معنی‌دار آماری دارند ( $p < 0.05$ ) و یا  $p < 0.1$ ؛ به عنوان مثال ارتباط مثبت و معنی‌داری در سطح  $0.1$  در میان Cu-Mn، Cu-Fe، Cu-Pb، Cu-Zn، Cu-Na، Cu-Mg، Cu-Ni؛ Zn-Mg، Zn-Fe، Zn-Co؛ Ni-Fe، Ni-Co؛ Pb-Ca، Pb-Mn، Pb-Fe، Pb-Co؛ Ni-Mn، Ni-Ca؛ Cr-Mg، Cr-Mn، Cr-Fe؛ Fe-Ca، Fe-Mg، Fe-Na، Fe-Mn؛ Co-Ca، Co-Mg؛ Mn-Na، Mn-Mg؛ Na-Mg مشاهده شد ( $p < 0.1$ ). در سطح  $0.05$  نیز ارتباط معنی‌داری بین عناصر Cu-Ni، Co-Mn؛ Ni-Mg؛ Pb-Mg؛ Zn-Ca، Zn-Mn، Zn-Ni، Na-Ca و K-Na، Ca-K یافت شد ( $p < 0.05$ ). بعلاوه در بین عناصر مختلف تنها یک ارتباط منفی معنی‌داری در

Zn (۱/۲۳-۱/۶۵)، Pb (۱/۲۲-۱/۴۲)، Ni (۱/۰۸-۱/۷۸)، Cr (۱/۴۸-۲/۲۶)، Fe (۱/۴۰-۱/۷۶)، Co (۱/۱۲-۱/۷۳)، Mn (۰/۹۴-۱/۱۸)، Ca (۲/۸۵-۵/۳۰)، Ni (۱/۳۰-۱/۴۳) بودند؛ که وضعیت آلودگی برای عناصر K و Ca در تمام ایستگاه‌ها در محدوده نسبت ۰/۷۵-۱/۲۵ یعنی طبقه نرمال (normal) از EC؛ و برای عناصر Cr، Zn، Pb، Fe، Mn، Ni، Mg و Co در تمام سایت‌ها (به استثناء دانشگاه شریف) در محدوده نسبت ۱/۲۵-۱/۷۵ یعنی طبقه انباشت (accumulation) از EC مشاهده شدند، درحالی‌که انباشت شدید (severe accumulation) (نسبت  $EC < 1/75$ ) برای Cu در دو منطقه دانشگاه تربیت مدرس و گلبرگ؛ برای Ni، Co و Fe در منطقه دانشگاه شریف؛ برای Cr در تمامی ایستگاه‌ها به جز گلبرگ؛ و برای Na در تمام سایت‌ها بود. میانگین مقادیر فاکتور تجمع‌ی نسبی (RAF) مربوط به ۱۲ عنصر مختلف در گونه گل‌سنگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف نیز در نمودار ۲ نشان داده شده است. نتایج محاسبه این فاکتور نشان می‌دهد که میانگین میزان RAF در مناطق مورد مطالعه برای عناصر Cu (۰/۶۶)، Zn



نمودار ۱- نسبت مواجهه به کنترل (EC) عناصر در گلسنگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف کلانشهر تهران



نمودار ۲- میانگین مقادیر RAF عناصر مختلف در گلسنگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف کلانشهر تهران

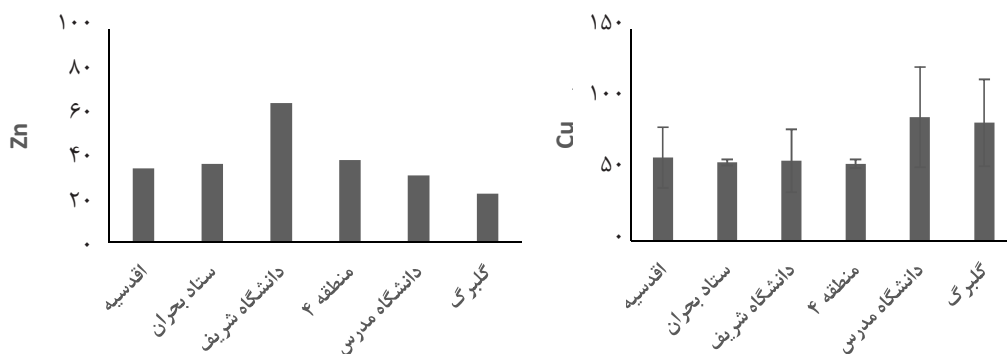
Cr (۵۶/۴۸)، دانشگاه شریف (۷۷/۷۰) و گلبرگ (۵۴/۳۱)؛ در مناطق اقدسیه (۹۶/۱۹)، ستاد بحران (۹۱/۷۷)، منطقه ۴ (۸۹/۹۲)؛ Co در منطقه دانشگاه شریف (۷۲/۹۷)؛ Fe در مناطق ستاد بحران (۵۵/۸۸)، دانشگاه شریف (۷۵/۵۷) و دانشگاه تربیت مدرس (۵۷/۶۷)؛ و Mg در منطقه دانشگاه شریف (۵۶/۰۱) مشاهده شد. شرایط عادی ( $EF > 50$ ) درصد) برای Pb، Mn، Ca و K در تمام سایتها؛ برای Zn، Co و Mg در تمام سایتها به جز دانشگاه شریف؛ Ni در اقدسیه، منطقه ۴ و دانشگاه تربیت مدرس؛ Cr

سطح ۰/۰۱ بین Pb و K مشاهده شد ( $p < 0.01$ ). میزان فاکتور غنی شدگی (EF) مربوط به ۱۲ عنصر اندازه گیری شده در هر سایت پایش همان طور که در بخش آنالیز داده ها شرح داده شد، محاسبه و در نمودار ۳ ارائه شده است. عناصری که دارای غنی شدگی قابل توجهی بودند ( $EF < 100$  درصد)، شامل Cr در مناطق دانشگاه شریف (۱۱۱/۸۳) و دانشگاه تربیت مدرس (۱۲۵/۵۱) و Na در تمام سایت های پایش (در محدوده ۱۸۴/۹۳-۴۲۹/۸۹) بود. غنی شدگی متوسط برای Ni در منطقه ستاد بحران

جدول ۳- ضریب همبستگی پیرسون (r) غلظت عناصر و فلزات در نمونه های گل سنگ *R. sinensis*

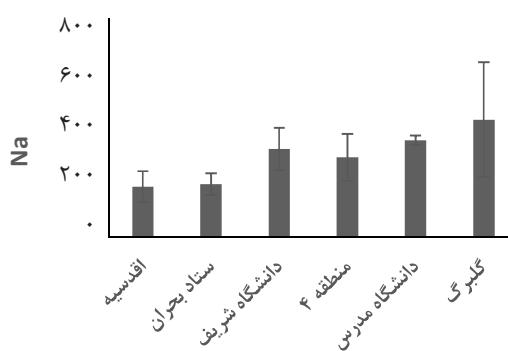
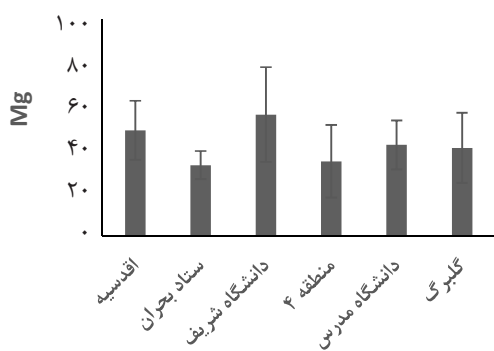
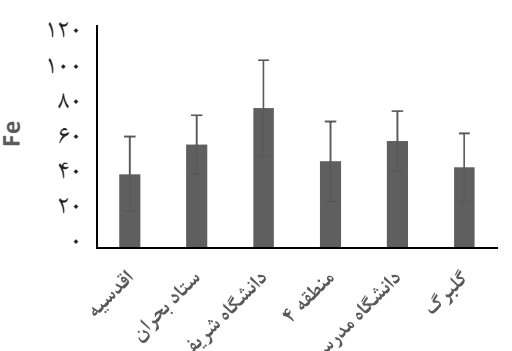
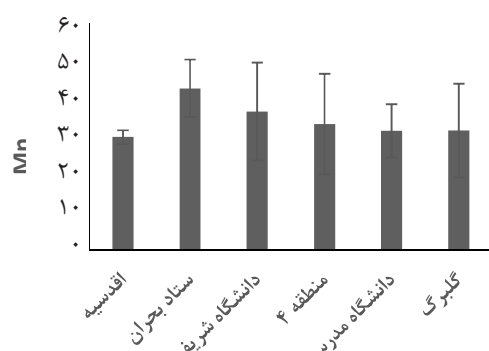
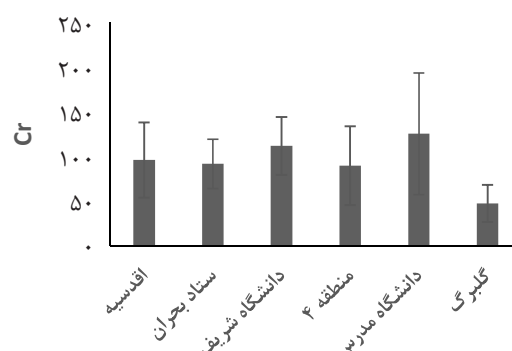
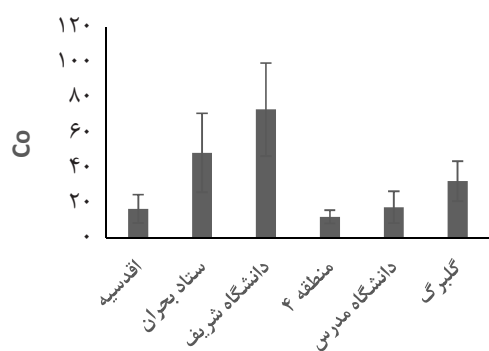
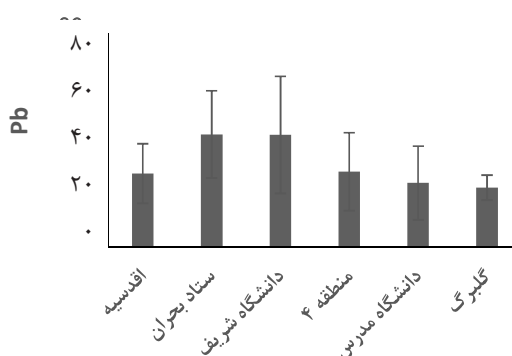
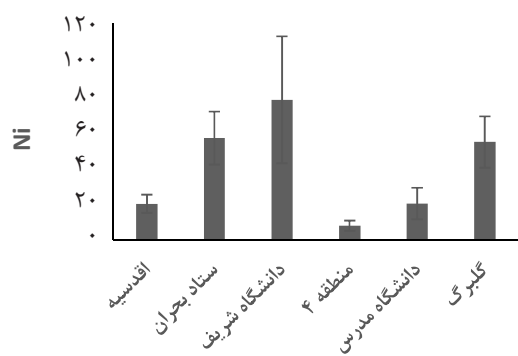
| K    | Ca     | Mg     | Na      | Mn      | Fe      | Co      | Cr      | Ni      | Pb       | Zn      | Cu      |    |
|------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|----|
|      |        |        |         |         |         |         |         |         |          |         | ۱/۰۰    | Cu |
|      |        |        |         |         |         |         |         |         |          | ۱/۰۰    | ۰/۵۵۱** | Zn |
|      |        |        |         |         |         |         |         |         | ۱/۰۰     | ۰/۴۷۴*  | ۰/۵۸۸** | Pb |
|      |        |        |         |         |         |         |         | ۱/۰۰    | ۰/۵۹۲**  | ۰/۵۳۲*  | ۰/۵۱۱*  | Ni |
|      |        |        |         |         |         |         | ۱/۰۰    | ۰/۳۱۳   | ۰/۴۳۱    | ۰/۳۱۴   | ۰/۳۷۷   | Cr |
|      |        |        |         |         |         | ۱/۰۰    | ۰/۳۲۴   | ۰/۸۰۱** | ۰/۶۹۹**  | ۰/۶۶۳** | ۰/۴۱۴   | Co |
|      |        |        |         |         | ۱/۰۰    | ۰/۷۵۰** | ۰/۶۵۶** | ۰/۷۱۷** | ۰/۷۴۰**  | ۰/۷۶۳** | ۰/۷۲۱** | Fe |
|      |        |        |         | ۱/۰۰    | ۰/۷۷۶** | ۰/۵۴۲*  | ۰/۵۶۳** | ۰/۶۲۰** | ۰/۵۸۸**  | ۰/۴۵۰*  | ۰/۶۱۸** | Mn |
|      |        |        | ۱/۰۰    | ۰/۵۸۵** | ۰/۵۸۲** | ۰/۲۳۰   | ۰/۳۷۸   | ۰/۳۹۷   | ۰/۱۷۵    | ۰/۴۱۹   | ۰/۴۹۷   | Na |
|      |        | ۱/۰۰   | ۰/۵۸۳** | ۰/۶۷۶** | ۰/۷۹۴** | ۰/۶۲۰** | ۰/۶۷۰** | ۰/۵۰۷*  | ۰/۴۵۷*   | ۰/۶۴۵** | ۰/۵۹۶** | Mg |
|      | ۱/۰۰   | ۰/۱۹۴  | ۰/۴۰۹*  | ۰/۰۹۱   | ۰/۴۹۱** | ۰/۷۵۹** | ۰/۰۷۸   | ۰/۶۳۷** | ۰/۶۱۴**  | ۰/۵۰۶*  | ۰/۳۰۳   | Ca |
| ۱/۰۰ | ۰/۴۵۳* | -۰/۰۳۷ | ۰/۳۹۲*  | -۰/۳۸۸  | -۰/۳۴۳  | -۰/۲۳۵  | -۰/۱۱۵  | -۰/۲۸۲  | -۰/۵۷۰** | -۰/۳۵۳  | -۰/۳۴۹  | K  |

\* و \*\* به ترتیب بیانگر همبستگی معنی دار در سطح ۰/۰۵ و ۰/۰۱ است.



نمودار ۳- درصد فاکتور غنی شدگی (EF (%)) عناصر Cu، Zn، Ni، Pb، Cr، Co، Fe، Mn، Na و Mg در گل سنگ *R. sinensis* در ایستگاه های مختلف کلانشهر تهران





ادامه نمودار ۳- درصد فاکتور غنی شدگی (EF (%)) عناصر Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Co, Fe, Mn, Na و Mg در گلستگ *R. sinensis* در ایستگاه‌های مختلف کلانشهر تهران

واریانس کل را شامل می‌شوند. فاکتور سوم ۹/۱۴ درصد از واریانس کل را توضیح می‌دهد و بار عاملی زیادی برای K در آن مشاهده شده است (جدول ۴). در شکل ۳، نقشه توزیع مکانی هر کدام از عناصر مورد بررسی به ترتیب شامل Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Na, Mg و K در تال گل‌سنگ *R. sinensis* در مناطق مختلف شهری در تهران ارائه شده است. غلظت Cu در تال *R. sinensis* از ۱/۹۳ تا ۵/۰۷ mg/kg DW متغیر بود و ضریب تغییرات آن ۲۲/۰۵ درصد مشاهده شد که نشان دهنده همگن بودن غلظت Cu در تال گل‌سنگ در منطقه مورد مطالعه است. نقشه توزیع Cu (شکل ۳-الف) غلظت زیاد این عنصر را در جنوب غربی نشان می‌دهد، که در این موقعیت ایستگاه دانشگاه تربیت مدرس قرار دارد. غلظت Zn در مناطق مختلف شهری در تهران از ۱۲/۰۲ تا ۱۶/۵۲ mg/kg DW متغیر و ضریب تغییرات آن ۱۹/۴۴ درصد بود، بیشترین

گلیبرگ؛ Fe در اقدسیه، منطقه ۴ و گلیبرگ یافت شد. مجموعه داده‌های گل‌سنگ حاوی غلظت ۱۲ عنصر مورد مطالعه از ۶ سایت پایش و کنترل جهت تجزیه به مؤلفه‌های اصلی با استفاده از PCA در نظر گرفته شد. بارهای عاملی ضرایب همبستگی بین عوامل فردی و عناصر است و مقادیر بارهای عاملی نزدیک به هم نشان می‌دهد که عناصر مشخصه یک منبع خاص است. همان طور که در جدول ۴ ارائه شده است، نتایج PCA پس از چرخش واریماکس (Varimax) نشان داد که سه عامل مقدار ویژه بیش‌تر از ۱ را نشان می‌دهد و این سه عامل ۷۸/۴۸ درصد از کل تغییرات را در مجموعه داده‌ها توضیح می‌دهند. فاکتور اول ۵۴/۲۴ درصد از واریانس کل را شامل می‌شود و بار عاملی مثبت بالایی را برای Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Mn, Fe, Co و Mg نشان می‌دهد. Na و Ca بار عاملی بیشتری را در فاکتور دوم نشان دادند که ۱۵/۰۸ درصد از

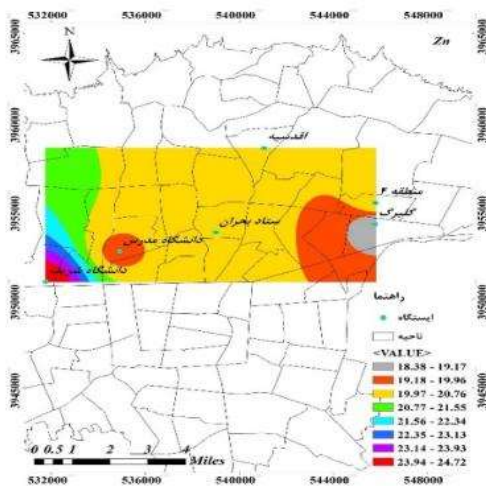
جدول ۴- بار عاملی از سه عامل اصلی (تجزیه به مؤلفه‌های اصلی، چرخش استاندارد واریماکس) برای نمونه گل‌سنگ *R. sinensis*

| عناصر | مؤلفه‌های اصلی |         |        |
|-------|----------------|---------|--------|
|       | ۱              | ۲       | ۳      |
| Cu    | ۰/۷۷۱*         | ۰/۲۱۷   | -۰/۱۷۵ |
| Zn    | ۰/۷۶۹*         | -۰/۰۹۵  | ۰/۱۳۹  |
| Pb    | ۰/۷۹۰*         | -۰/۳۴۸  | -۰/۲۶۹ |
| Ni    | ۰/۸۰۱*         | -۰/۲۳۱  | ۰/۲۰۳  |
| Cr    | ۰/۶۰۲*         | ۰/۳۹۸   | -۰/۱۱۵ |
| Co    | ۰/۸۲۱*         | -۰/۳۶۳  | ۰/۳۱۶  |
| Fe    | ۰/۹۶۵*         | ۰/۰۸۰   | ۰/۰۰۶  |
| Mn    | ۰/۷۹۹*         | ۰/۲۹۲   | -۰/۲۷۸ |
| Na    | ۰/۵۷۸          | ۰/۶۳۱*  | ۰/۱۳۷  |
| Mg    | ۰/۷۹۹*         | ۰/۳۸۴   | ۰/۱۸۴  |
| Ca    | ۰/۵۶۰          | -۰/۶۹۱* | ۰/۴۳۳  |
| K     | -۰/۴۰۶         | ۰/۴۱۹   | ۰/۷۶۱* |

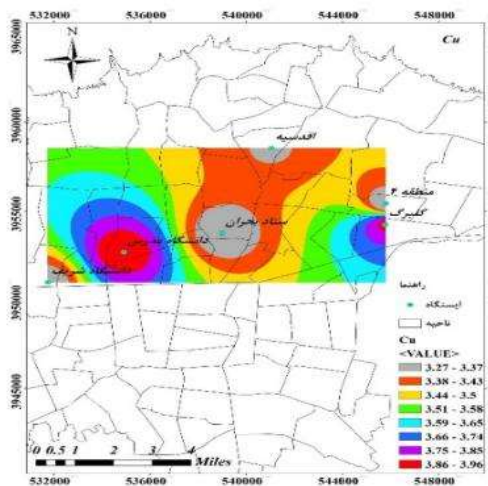
\* بارهای بیشتر از ۰/۶۰ قابل توجه هستند (KMO = ۰/۷۴۵).

غلظت Zn در تال گل‌سنگ در مناطق جنوب غربی منطقه در ایستگاه دانشگاه شریف مشاهده شد (شکل ۳-ب). میانگین غلظت Pb نیز  $14/4 \text{ mg/kg DW}$  و ضریب تغییرات آن  $23/54$  درصد یافت شد. بیشترین میزان Pb (بیش از  $\text{mg/kg DW}$  ۲۰) در ایستگاه ستاد بحران در بخش مرکزی منطقه و در جنوب غربی منطقه در ایستگاه دانشگاه شریف مشاهده شد (شکل ۳-ج). غلظت Ni در منطقه مطالعاتی از  $602/51$  تا

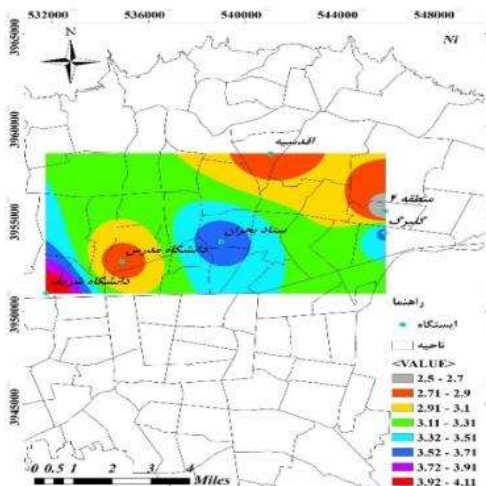
غلظت Zn در تال گل‌سنگ در مناطق جنوب غربی منطقه در ایستگاه دانشگاه شریف مشاهده شد (شکل ۳-ب). میانگین غلظت Pb نیز  $14/4 \text{ mg/kg DW}$  و ضریب تغییرات آن  $23/54$  درصد یافت شد. بیشترین میزان Pb (بیش از  $\text{mg/kg DW}$  ۲۰) در ایستگاه ستاد بحران در بخش مرکزی منطقه و در جنوب غربی منطقه در ایستگاه دانشگاه شریف مشاهده شد (شکل ۳-ج). غلظت Ni در منطقه مطالعاتی از  $602/51$  تا



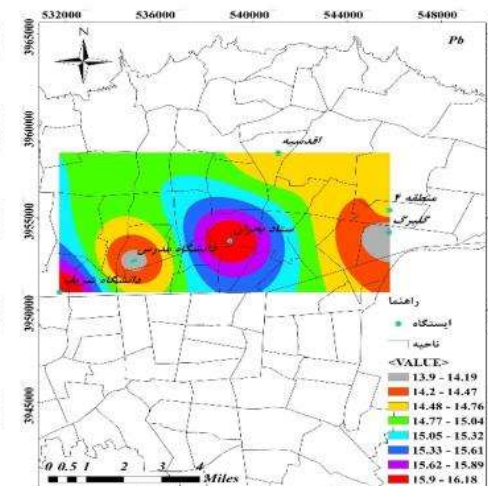
(ب)



(الف)

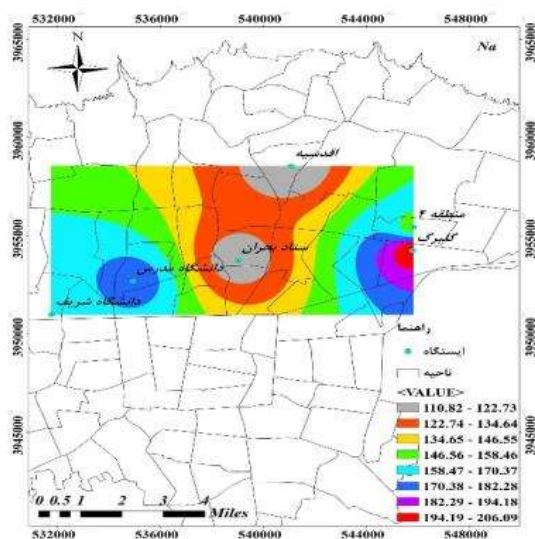


(د)

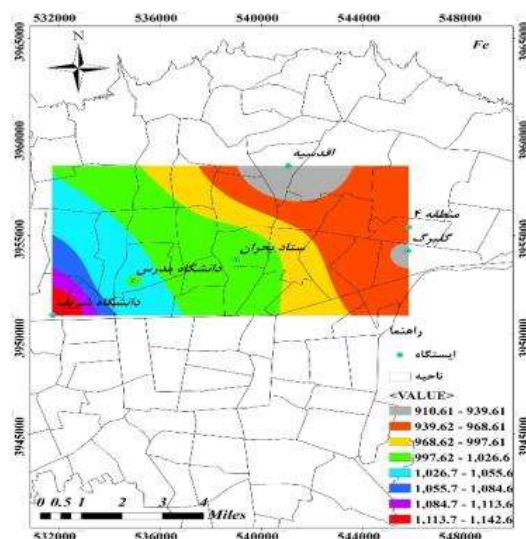


(ج)

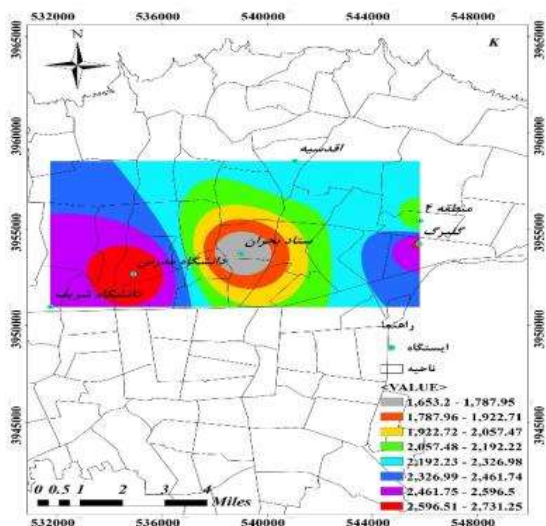
شکل ۳- نقشه توزیع عناصر به ترتیب شامل Cu (الف)، Zn (ب)، Pb (ج)، Ni (د)، Fe (م)، Na (و)، Mg (ه) و K (ی) در تال گل‌سنگ *R. sinensis* در مناطق مختلف شهری در تهران



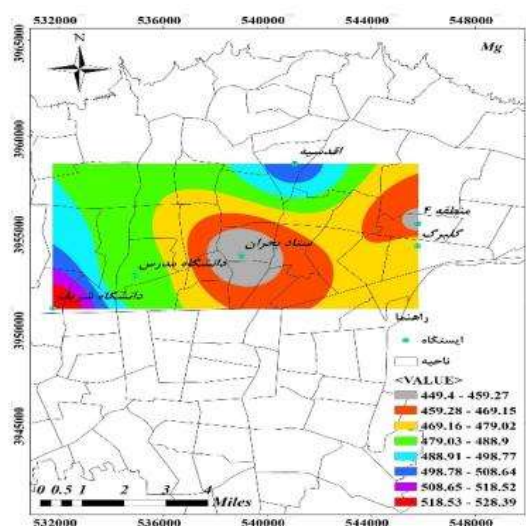
(د)



(م)



(ی)



(و)

ادامه شکل ۳- نقشه توزیع عناصر به ترتیب شامل Cu (الف)، Zn (ب)، Pb (ج)، Ni (د)، Fe (م)، Na (و)، Mg (و)، K (ی) در نال گل‌سنگ *R. sinensis* در مناطق مختلف شهری در تهران

در گل‌سنگ *R. sinensis* در منطقه مطالعاتی ۱۶/۴۵ درصد بود. حداکثر میزان Mg نیز ۶۲۵/۰۲ mg/kg DW در جنوب غرب منطقه در ایستگاه دانشگاه شریف مشاهده شد (شکل ۳-۵). میانگین غلظت K نیز ۲۴۰۳/۹ mg/kg DW با ضریب تغییرات ۲۱/۲۸ درصد بود. بیشترین میزان K در سایت کنترل نسبت به ایستگاه‌های پایش مشاهده شد (شکل ۳-۵).

۱۲۹۲/۷ mg/kg DW با ضریب تغییر ۱۹/۳۰ درصد متغیر بود. بیشترین غلظت Fe در ایستگاه دانشگاه شریف و تربیت مدرس مشاهده شد (شکل ۳-۴). میانگین غلظت Na در حدود ۱۳۷/۷ mg/kg DW برآورد شد و ضریب تغییرات آن در محدوده مطالعاتی ۴۷/۸۲ درصد بود. بالای Na در قسمت شرقی منطقه مطالعاتی در ایستگاه گلبرگ یافت شد (شکل ۳-۶). ضریب تغییرات غلظت Mg



## بحث

عناصر در منطقه دانشگاه شریف مشاهده شد که می‌تواند بازتاب شدید ترافیکی، نزدیکی به اتوبان و نیز منابع صنعتی در سال‌های اخیر در این منطقه باشد. مقایسه غلظت  $Pb, Fe, Mg$  و  $Mn$  بین ایستگاه‌های مختلف نیز نشان داد که اگرچه بین میزان این عناصر در ایستگاه‌های پایش با سایت کنترل تفاوت معنی‌داری وجود دارد ولی بین ۶ منطقه شهری پایش در تهران از نظر این عناصر تفاوت معنی‌داری یافت نشد. اما به طور کلی بیشترین میزان این عناصر در مناطق دانشگاه شریف و ستاد بحران یافت شد که می‌تواند ناشی از ترافیک شدید، حجم بالای حمل و نقل و نیز نزدیکی به منابع صنعتی در این مناطق باشد. نتایج مطالعه De La Cruz و همکاران (۲۰۱۸) در بررسی و پایش زیستی عناصر کمیاب با استفاده از گلسنگ در مناطقی از کلانشهر Huancayo در پرو نشان داد بیشترین غلظت عنصر  $Zn$  در ایستگاه‌های شهری  $U1, U2$  و  $PU4$  مشاهده شد که ممکن است ناشی از ترافیک شدید در این مناطق باشد، بعلاوه در این مطالعه اشاره گردید که بیشترین غلظت  $Pb$  نیز در سایت‌هایی با گردش سنگین وسایل نقلیه ( $U1, U2, PU1, PU4$  و  $PU6$ ) یافت شد (۳۲). همچنین اشاره گردید که سطوح بالای  $Pb$  در مناطق شهری ممکن است به این دلیل باشد که  $Pb$  نمی‌تواند از بین برود، پایدار است، به شدت جذب خاک می‌شود و اتومبیل‌های قدیمی و فرسوده نقش قابل توجهی در انتشار این فلز دارند (۳۲). نتایج مشابه (در زمینه غلظت بالای  $Pb$ ) برای مناطق شهری با ترافیک شدید از جمله Seville، اسپانیا (۶۶)، Asuncion، پاراگوئه (۶۷)، بوشهر، ایران (۶۸) مشاهده شد. به همین ترتیب Agnan و همکاران (۲۰۱۳) گزارش دادند که  $Sb, Pb$  و  $Cu$  در یک منطقه شهری در فرانسه به دلیل کارخانه‌های محلی و ترافیک خودروها یافت شده است (۶۹). غنی‌شدگی متوسط  $Cu$  توسط Naderizadeh و همکاران (۲۰۱۶) در مناطق شهری و صنعتی بوشهر در ایران گزارش شد (۶۸). Fujiwara و همکاران (۲۰۱۱)

براساس نتایج مطالعه حاضر، میانگین غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در نمونه گلسنگ *R. sinensis* به صورت  $(۱۳۳۹۰/۵۳) < Ca < (۲۴۰۳/۹۶) < K < (۹۴۷/۷۹) < Fe < (۴۶۱/۸۲) < Mg < (۱۳۷/۶۹) < Na < (۲۳/۳۹) < Mn < (۱۹/۸۶) < Zn < (۱۴/۴۰) < Pb < (۴/۳۷) < Cr < (۳/۳۱) < Cu < (۳/۰۹) < Ni < (۲/۴۴) < Co$  (mg/kg DW) مشاهده شد. همان‌طور که از نتایج این بخش مطالعه قابل رویت است، بیشترین میزان انباشت زیستی در گلسنگ *R. sinensis* مربوط به عناصر ضروری از قبیل  $Ca, K, Fe, Mg, Na, Mn$  است که نقش مهمی در متابولیسم سلولی موجودات دارند و غلظت اندک آنها در بدن به وسیله مکانیسم‌های هموستازی کنترل می‌شود و کمترین میزان انباشت مربوط به عناصر غیرضروری شامل  $Pb, Cr, Cu, Ni$  و  $Co$  است که حتی در غلظت‌های پایین نیز برای ارگانیسم‌ها سمی هستند و تاکنون نقش بیولوژیکی خاصی برای آنها شناخته نشده است (۶۲، ۶۳). مقایسه این روند انباشت عناصر در گلسنگ *R. sinensis* در مطالعه حاضر با نتایج انباشت عناصر مختلف در گونه‌های مختلف گلسنگ به عنوان پایشگر زیستی عناصر کمیاب در سایر مطالعات از قبیل Koroleva و همکار (۲۰۱۷) (۶۴)، De La Cruz و همکاران (۲۰۱۸) (۳۲)، Ramic و همکاران (۲۰۱۹) (۴۶)، Cruz و همکاران (۲۰۲۰) (۶۵) مطابقت داشت. در این مطالعات نیز اشاره گردیده است که بیشترین انباشت زیستی در این گونه گلسنگ‌ها برای عناصر ضروری از قبیل  $Ca, Na, Fe, K, Mg, Al, Mn$  و  $Zn$  مشاهده شده است که تایید کننده نتایج این بخش مطالعه حاضر است.

غلظت عناصر در مناطق شهری جنوب غرب تهران از جمله دانشگاه شریف و منطقه ستاد بحران نسبت به سایر مناطق و سایت کنترل بیشتر بود. مقایسه غلظت عناصر  $Zn$  و  $Ni$  بین مناطق مختلف شهری نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها وجود دارد و بیشترین غلظت این

با استفاده از گل‌سنگ *Usnea* و *Tillandsia capillaris* *sp.* نتایج به‌دست آمده حاکی از آلودگی قابل توجهی در برخی مناطق شهری ناشی از فعالیت‌های صنعتی و انتشارات وسایل نقلیه بود (۷۸).

در مطالعه حاضر علاوه بر مقایسه غلظت فلزات در ایستگاه‌های مختلف و نیز تفسیر دلایل احتمالی زیاد و کم بودن آنها در ایستگاه‌های مختلف با استناد به سایر مطالعات، جهت بررسی وضعیت آلودگی مناطق مختلف در محدوده مطالعاتی از نظر هر کدام از عناصر مورد بررسی، فاکتور آلودگی (CF) محاسبه شد. بررسی مقادیر این فاکتور حاکی از آن است که در محدوده مطالعاتی، اتمسفر از نظر عناصر *Mn, Fe, Co, Ni, Pb, Zn, Cu* و *Mg* دارای آلودگی کم ( $1/2 \leq CF < 2$ )، از نظر *Cr* دارای آلودگی متوسط ( $2 \leq CF < 3$ ) و از نظر *Na* دارای حضور بیشتر و آلودگی شدید ( $CF \geq 3$ ) است. بنابراین براساس یافته‌های این بخش می‌توان اشاره کرد که میزان آلودگی در مناطق مختلف از نظر عناصر مورد بررسی قابل توجه نیست. این نتایج می‌تواند به این دلیل باشد که چون محتویات عناصر موجود در گل‌سنگ‌ها بسته به فرایندهای فیزیولوژیکی، وابستگی عناصر و شرایط آب و هوایی متفاوت است (۸۱-۷۹)، بنابراین تحت تاثیر چنین فاکتورهایی، وضعیت آلودگی براساس فاکتور آلودگی نیز می‌تواند تحت تاثیر واقع شود. در مطالعه *Boonpeng* و همکاران (۲۰۱۷) محاسبه فاکتور آلودگی (CFs) نشان داد که عناصر *Cd, Cu, Mo, Sb* در سطح بالایی از میزان آلودگی به ویژه در مناطق صنعتی قرار دارند (۳۹).

به‌علاوه جهت بررسی وضعیت آلودگی مناطق مختلف از نظر مجموع آلاینده‌های مورد بررسی، شاخص بار آلودگی (PLI) محاسبه شد. براساس نتایج، مقادیر شاخص بار آلودگی در سایت‌های مختلف در محدوده ۱/۴۵-۱/۶۱ مشاهده شد که بیانگر آلودگی کم تا متوسط در ایستگاه‌ها و مناطق مورد مطالعه است. میزان آلودگی براساس میزان شاخص PLI در ایستگاه‌های مختلف به ترتیب دانشگاه

*Zn, Pb* و *Ba* را به عنوان نشانگر ترافیک معرفی کردند (۷۰)، در حالی که *Janta* و همکار (۲۰۱۷) نتیجه گرفتند که *Zn* و *Cu, Pb, Cr* عمدتاً از منابع وسایل نقلیه ناشی می‌شوند (۳). همچنین *Querol* و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که *Ba, Zn, Cu, Sb, Fe* علائم سایش ترمزها و یا سایر قطعات وسایل نقلیه هستند و ممکن است به عنوان شاخص ناشی از ترافیک در نظر گرفته شوند (۷۱). در برخی مطالعات دیگر نیز *Ba, V, Ni, Zn, Cu, Sb* مربوط به انتشارات ترافیکی گزارش شده‌اند (۲۵، ۶۶، ۷۲)، و *Ni* اکثراً با فرایند احتراق روغن که توسط موتورهای دیزلی استفاده می‌گردد، توأم است (۱۴، ۷۳). *Mn* نیز عنصری است که به طور گسترده‌ای در پوسته زمین پخش می‌شود و عمدتاً در فرایندهای متالوژی، باتری‌های سلول - خشک، ساخت مواد شیمیایی، در صنایع چرم و نساجی و کودها مورد استفاده قرار می‌گیرد (۷۴). مطالعات پایش زیستی بسیاری در این زمینه از گونه‌های مختلف گل‌سنگ به عنوان پایشگرهای زیستی عناصر کمیاب موجود در هوا استفاده کرده و در سراسر جهان منتشر شده‌اند. برای مثال، *Loppi* و همکاران (۲۰۰۴) (۷۵) و *Koz* و همکاران (۲۰۱۰) (۷۶) از گونه گل‌سنگ *F. caperata* به عنوان پایشگر زیستی فعال استفاده کردند و بیان کردند که *Pb* مربوط به ترافیک وسایل نقلیه، منبع اصلی آلودگی اتمسفر در ایتالیا و ترکیه است. به همین ترتیب، در برزیل با استفاده از گونه گل‌سنگ *Canoparmelia texana*، *Fuga* و همکاران (۲۰۰۸) غلظت بالایی از *Co* را به کارخانجات فرآوری متالوژی و *Zn* را به انتشارات صنعتی و وسایل نقلیه ارتباط دادند (۷۷). در تایلند، مطالعه مربوط به پایش زیستی فعال با استفاده از گل‌سنگ *P. tinctorum* غلظت‌های زیاد عناصر *As, Cd, Co, Cr*، *Hg, Ni, Sb, Ti* و *V* را به منابع صنعتی، در حالی که غلظت‌های زیاد *Pb, Cu, Cd* و *Zn* را به انتشارات وسایل نقلیه و کشاورزی مرتبط دانستند. در پرو نیز در مطالعه‌ای توسط *Bedregal* و همکاران (۲۰۰۹) پایش زیستی فعال

گلیبرگ؛ و برای Na در تمام سایت‌ها از میزان ۱/۷۵ بیشتر بودند که نشان دهنده انباشت شدید این عناصر در نتیجه تاثیر شدید منابع انسانی بر این عناصر در برخی از مناطق کلانشهر تهران است. زیرا طبق مقیاس Frati و همکاران (۲۰۰۵)، مقادیر بیشتر از ۱/۷۵ نشانگر تاثیر فعالیت‌های انسانی است (۵۵). میزان نسبت EC برای عناصر Zn, Pb, Cr, Fe, Mn, Ni, Mg و Co در تمام سایت‌ها (به استثناء دانشگاه شریف) در محدوده نسبت ۱/۲۵-۱/۷۵ یعنی طبقه انباشت از EC مشاهده شدند که همچنین می‌تواند تایید کننده منشأ انسانی این عناصر در مناطق مختلف شهری مورد مطالعه باشد. در حالی که برای عناصر Ca و K در تمام ایستگاه‌ها در محدوده نسبت ۱/۲۵-۰/۷۵ یعنی طبقه نرمال از EC یافت شد که می‌تواند حاکی از دارا بودن منشأ طبیعی برای آنها در منطقه مطالعاتی باشد. از نظر کل منطقه مورد مطالعه میزان نسبت EC برای عناصر Na و Cr در طبقه انباشت شدید ( $EC < 1/75$ ) مشاهده شد که بیانگر تاثیر فعالیت‌های انسانی برای این عناصر در کل محدوده مطالعاتی است. میزان نسبت EC برای عناصر Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Co, Mn و Mg در طبقه انباشت ( $EC > 1/75$ ) بود که این نتایج نشان می‌دهد که تاثیر ذرات خاک در نسبت جزئی در مقایسه با منشأ انسانی برای این عناصر است. این عناصر معمولاً از وسایل نقلیه از طریق انتشارات آگروز وسایل نقلیه، سایش تایر و ترمز آنها در مناطق شهری آزاد می‌شود (۸۳، ۸۴). به طور مؤثر، این عناصر مقادیر غلظت بیشتری را در مناطق شهری با تردد بیشتر وسایل نقلیه (سایت‌های دانشگاه شریف و ستاد بحران) در کلانشهر تهران ارائه دادند. میزان نسبت EC برای عناصر Ca و K برای کل منطقه مطالعاتی در طبقه نرمال ( $0/75 > EC > 1/25$ ) مشاهده شد که غنی شدگی Ca و K احتمالاً به هر دو منابع انسانی و طبیعی از جمله گردوغبارهای مربوط به فعالیت‌های ساخت و سازهای محلی و تعلیق گردوغبار پوسته زمین مرتبط است. در مطالعه Cruz و همکاران (۲۰۲۰) در پایش

شریف < ستاد بحران > دانشگاه تربیت مدرس < گلیبرگ > منطقه ۴ < اقدسیه مشاهده شد. بنابراین همان طور که از نتایج این بخش قابل ملاحظه است ایستگاه دانشگاه شریف و ستاد بحران از نظر شاخص PLI دارای آلودگی بیشتری نسبت به سایر مناطق و ایستگاه اقدسیه دارای کمترین میزان آلودگی است. همان طور که قبلاً نیز اشاره گردید میزان آلودگی بیشتر در دو ایستگاه دانشگاه شریف و تربیت مدرس را می‌توان به دلیل نزدیکی این مناطق به منابع عمده انتشار آلاینده‌ها از قبیل نزدیکی به تردد سنگین وسایل نقلیه (اتوبان) و منابع صنعتی نسبت داد. کمتر بودن میزان آلودگی در منطقه اقدسیه نیز به این دلیل است که این ایستگاه در منطقه‌ای به دور از مراکز انتشار آلودگی و در محدوده باغ واقع است. یافته‌های مشابه نیز در مطالعات دیگر مشاهده شده است، به عنوان مثال؛ براساس نتایج مطالعه Boonpeng و همکاران (۲۰۱۷) براساس شاخص PLI، از میان ایستگاه‌های مورد بررسی دو سایت صنعتی نسبت به سایر مناطق بسیار آلوده‌تر مشاهده شد (۳۹). در پژوهش دیگری که توسط Bozkurt (۲۰۱۷) در بررسی و تعیین عناصر کمیاب موجود در هوا در منطقه شهری Düzce واقع در غرب دریای سیاه در ترکیه با استفاده از گلسنگ به عنوان یک پایشگر زیستی پرداختند، نتایج شاخص PLI نشان داد که نقاط به شدت آلوده مناطق شهری نزدیک به ترافیک بودند. به علاوه در این مطالعه اشاره گردید که میزان زیاد شاخص PLI در برخی نقاط نمونه برداری روستایی همانند نقاط نمونه برداری شهری می‌تواند به این دلیل باشد که آلودگی عناصر نه تنها به مجاورت با منابع انتشار آلودگی بستگی دارد بلکه می‌تواند به دلیل حمل و نقل و انباشت باشد (۸۲).

براساس نتایج محاسبه نسبت مواجهه به کنترل (EC)، مقادیر نسبت EC به دست آمده برای Cu در دو منطقه دانشگاه تربیت مدرس و گلیبرگ؛ برای Ni, Co و Fe در منطقه دانشگاه شریف؛ برای Cr در تمامی ایستگاه‌ها به جز

زیستی عناصر کمیاب در کلانشهر Huancayo با استفاده از گل‌سنگ فراکاشت *Tillandsia capillaris* نسبت EC قابل توجهی ( $EC > 1/75$ ) برای عناصر Pb, Cu, Cd, As, Sb و Zn مشاهده شد که منشا انسانی برای این عناصر ذکر شد، در حالی که Al, Co, K, Mn, Na, Sc و Sr در کل منطقه مورد مطالعه در شرایط عادی و نرمال ( $1/25 < EC$ ) نسبت EC یافت شد، که منشا طبیعی برای آنها عنوان شد (۶۵). به همین ترتیب، Ventura و همکاران (۲۰۱۷) گزارش دادند که عناصر Na, K و Al از منابع طبیعی مناطق شهری ریو دو ژانیرو برزیل آزاد می‌شوند (۸۵). Frati و همکاران (۲۰۰۵) نیز در مطالعه‌ای با استفاده از گل‌سنگ فراکاشت شده *Evernia prunastri* به بررسی عناصر کمیاب در دو دوره بررسی در سال ۲۰۰۲ و ۲۰۰۳ در ایتالیای مرکزی پرداختند (۵۵). در این مطالعه اشاره گردید که با توجه به نسبت EC و مقیاس تفسیری نسبی، از ۲۶ عنصر مورد مطالعه، غلظت ۱۲ عنصر در سال ۲۰۰۲ و ۱۴ عنصر در سال ۲۰۰۳ در سطح نرمال یافت شد، و عناصر Ca, Fe, Mg, Sr و Zn در هر دو بررسی افزایش یافته و در طبقه انباشت براساس EC قرار داشتند. در این مطالعه اشاره شد که با توجه به اینکه Ca پنجمین، Fe چهارمین و Mg هشتمین عنصر فراوان در پوسته زمین است، و Sr و Zn عناصر خاک‌زاد متداول هستند (۸۶)، این امر می‌تواند تاثیر مداوم ذرات خاک در نمونه‌های گل‌سنگ فراکاشت را نشان دهد. با این وجود، تجمع Zn احتمالاً توسط کارخانه‌های پالایش و ذوب روی در منطقه مورد مطالعه ایجاد می‌شود، زیرا بخش زیادی از Zn برای گالوانیزه کردن فلزاتی مانند آهن استفاده می‌شود تا از خوردگی جلوگیری شود. علاوه بر این، Sr نیز برای تصفیه روی استفاده می‌شود (۵۵). در مطالعه دیگری Guidotti و همکاران (۲۰۰۹) به بررسی و پایش آلودگی عناصر Pb, Cd, Cr, Cu, Ni و Zn و برخی ترکیبات آروماتیک حلقوی مربوط به ترافیک در مرکز ایتالیا با استفاده از گل‌سنگ فراکاشت *Pseudovernia furfuracea* پرداختند.

در این مطالعه نسبت EC برای ۹۰ درصد فلزات بیش از ۱/۷۵ بود و بنابراین، بیشترین نسبت‌های EC در رده "انباشت شدید" برای عناصر قرار گرفتند. تنها یک مقدار (۳ درصد) در طبقه "نرمال" قرار داشت و دو مورد در گروه "انباشت" قرار گرفتند. علاوه بر این، اگرچه Zn و Pb آلودگی‌های اصلی ثبت شده پس از سه ماه قرار گرفتن در معرض بودند، بیشترین انباشت مربوط به Cd بود (۸۷). علاوه بر محاسبه نسبت EC، در مطالعه حاضر برای ارزیابی توانایی انباشت عناصر مختلف توسط گل‌سنگ *R. sinensis*، فاکتور تجمع نسبی (RAF) نیز محاسبه گردید. براساس مطالعات قبلی، یک RAF بالاتر از ۰/۵، غنی‌شدگی کمی جزئی در گل‌سنگ را نشان می‌دهد و مقادیر  $1 >$  غنی‌شدگی قابل توجهی را نشان می‌دهد (۸۸). مقادیر RAF در مناطق مورد مطالعه برای عناصر مختلف به ترتیب  $Na < Cr < Cu < Fe < Mg < Ni < Zn < Mn < Co < Pb < Ca < K$  مشاهده شد. نتایج آزمون ANOVA جهت بررسی و مقایسه انباشت عناصر مختلف توسط گونه گل‌سنگ *R. sinensis* نشان داد که مقادیر RAF برای عناصر مختلف متفاوت است ( $p < 0/05$ ). در این مقایسه بیشترین مقادیر RAF مربوط به عناصر Na, Cr, Cu و Fe بود، بنابراین گونه *R. sinensis* را می‌توان به عنوان یک انباشتگر مناسب برای این عناصر در نظر گرفت. به علاوه میزان RAF توسط گل‌سنگ *R. sinensis* برای عناصر Mg, Ni, Zn, Mn, Co و Pb مشابه و تفاوت معنی‌داری بین آنها مشاهده نشد. در مطالعه Demková و همکاران (۲۰۱۷) نیز در بررسی و پایش زیستی فلزات سنگین توسط گل‌سنگ و خز در Slovincy در اسلواکی، میانگین RAF برای ۷ عنصر (در مسافت‌های مختلف از منبع آلودگی اندازه‌گیری شده بودند) در سه خز و دو گونه گل‌سنگ محاسبه شد (۵۶). غلظت فلزات در *Hypogymnia spp.* و *Pseudevernia spp.* (براساس RAF) به ترتیب  $Mn < Pb < Fe < Cr < Cd < Ni < Zn$  مشاهده شد. در این مطالعه کیسه‌های خز/گل‌سنگ که در



اشاره شد که انتشار سوخت‌های فسیلی مانند زغال سنگ و نفت می‌تواند منابع احتمالی این عناصر باشد (۹۰). Pb شناخته شده است که از انتشار وسایل نقلیه منتشر می‌شود. عناصری مانند Cu، Cd و Zn عناصر تشکیل دهنده روغن‌های روان کننده هستند؛ Cr و Ni برای آبرکاری فلزات اتومبیل و Cu، Mn و Zn برای لنت‌های ترمز استفاده می‌شوند (۹۱). علاوه بر این، Al، Ca، Co، Cr، Fe و K از نیروگاه‌های با سوخت زغال سنگ ساطع می‌شوند (۹۲). این عناصر به فعالیت‌های وسایل نقلیه و سوختن زغال سنگ نسبت داده می‌شوند.

جهت کمک به تفسیر یافته‌ها و درک بهتر منابع احتمالی آلاینده‌های فلزی و عناصر در منطقه مطالعاتی، محاسبه درصد فاکتور غنی شدگی (EF) و آزمون آماری چند متغیره تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) انجام شد. نتایج PCA منجر به استخراج سه فاکتور شد که به عنوان طبقات منبع برای غلظت عناصر در مکان‌های نمونه برداری تعبیر و تفسیر شوند. فاکتور اول (Fa1) نشان داد که ۹ عنصر Cu، Zn، Pb، Ni، Cr، Co، Fe، Mn و Mg با بارهای عاملی بیشتر از ۰/۶۰ با یکدیگر همبستگی مثبت داشتند. از طرف دیگر، برخی از این عناصر در مناطقی با ترافیک شدید مانند منطقه دانشگاه شریف و ستاد بحران دارای درصد غنی شدگی شدید (>۱۰۰ درصد) تا متوسطی (۱۰۰-۵۰ درصد) بودند (مانند Cr، Ni، Co، Fe، Mg و Zn)، که می‌تواند بیانگر وجود منابع آنتروپوژنیک برای انتشار عناصر فاکتور اول باشد. بنابراین بررسی میانگین غلظت عناصر و نیز درصد فاکتور غنی شدگی در سایت‌های پایش و نیز فاکتور اول نشان می‌دهد که بیشترین غلظت عناصری چون Zn، Ni، Fe، Pb و Mg در مکان‌های نزدیک به ترافیک و تردد سنگین (اتوبان) وجود دارند که نشان می‌دهد وسایل نقلیه منبع اصلی انتشار آنها هستند. در مطالعه Daimari و همکاران (۲۰۲۰) در پایش زیستی و تعیین منابع احتمالی عناصر کمیاب با استفاده از گلسنگ اپی فیت *Pyxine cocoas*

مسافت‌های مختلف از حوضچه پسماند Slovincy قرار داشتند، بیشترین میزان RAF برای Ni، Zn، Pb و Fe در نمونه‌های که در فاصله ۲۰۰ m در معرض قرار گرفته بودند، بیشترین میزان RAF برای Cd در نمونه‌هایی که در فاصله ۱۵۰ m قرار داشتند و در مقایسه با سایر فلزات، بیشترین میزان RAF برای Cr و Mn به ترتیب در فاصله ۰ m و ۵۰ m یافت شد. در این مطالعه اشاره گردید که فاصله نقطه قرار گرفتن نمونه خزه/گلسنگ از حوضچه پسماند Slovincy یک عامل کلیدی مؤثر بر مقدار انباشت فلزات سنگین مورد مطالعه در گونه‌های پایشگر زیستی بود (۵۶). به علاوه در این پژوهش کم بودن میزان RAF برای عناصر Ca و K نسبت به سایر عناصر بیانگر این است که در نقطه کنترل (جنگل‌های هیرکانی) احتمالاً میزان این عناصر نسبت به سایت‌های پایش در تهران بیشتر است و دلیل آن این می‌تواند باشد که این عناصر مواد مغذی مهمی برای ارگانیسم‌ها از جمله گلسنگ‌ها هستند و از طرفی منشا آنها بیشتر به منابع ژئوژنیک تا منابع انسان ساخت نسبت داده می‌شود. لذا برخلاف سایر عناصر با RAF بیشتر که حاکی از انتشار بیشتر آنها در مناطق شهری در نتیجه فعالیت‌های انسانی است، این عناصر بیشتر از منابع ژئوژنیک منشا می‌گیرند (۸۹).

ارتباطات بین عناصر در جدول ۳ نشان داده شده است. همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ ( $p < 0.05$ ,  $p < 0.01$ ) بین اکثر جفت‌های فلزی مورد بررسی به جز K که با اکثر عناصر (تنها با Pb همبستگی منفی و با Na و Ca همبستگی مثبت) همبستگی نداشت و نیز عنصر Na که تنها با Fe و Mn همبستگی مثبت معنی‌داری داشت، مشاهده شد. این ممکن است نشانگر منبع مشترک آلودگی برای بیشتر این عناصر در محدوده مطالعاتی باشد. براساس مطالعه Kortesharju و همکاران (۱۹۹۰)، Ni، Co، Cr، Cu، Fe و Mn در سطح  $p < 0.05$  همبستگی مثبت معنی‌داری را نشان دادند. در این مطالعه

از ۱۰۰ درصد بود. در مطالعه De La Cruz و همکاران (۲۰۱۸) نیز فاکتور دوم براساس آزمون PCA شامل سه عنصر Ca، K، Na و Rb با بار عاملی زیادی که ۱۴ درصد از واریانس کل را نشان دادند مشاهده گردید و منشا آنها به منابع ژئوژنیکی نسبت داده شد (۳۲). همچنین در این مطالعه اشاره گردید که منابع ژئوژنیکی احتمالی این عناصر ممکن است شامل هوازگی مواد معدنی، به ویژه سیلیکات‌ها، کربنات‌ها و اکسیدها باشد. علاوه بر Ca و Na و همچنین K مواد مغذی مهمی برای ارگانسیم‌ها هستند، بنابراین ارتباط این عناصر با هم و نیز قرار گرفتن Ca و Na در فاکتور دوم ممکن است ناشی از گل‌سنگ باشد (۱۰۳). علاوه بر این، Ca به عنوان بیومارکر تولید کننده سیمان است (۱۰۴، ۱۰۵)، و Ca موجود در مناطق شهری احتمالاً از فعالیت‌های ساختمانی محلی به شکل زباله و تعلیق گرد و غبار پوسته آزاد می‌شود (۶۵). بنابراین در پژوهش حاضر تکنیک آماری چند متغیره PCA نشان می‌دهد که دو منبع اصلی عناصر در گل‌سنگ جمع‌آوری شده از منطقه مورد مطالعه وجود دارد. عناصری چون Cu، Zn، Pb، Ni، Cr، Co، Fe، Mn و Mg به نظر می‌رسد به طور عمده از منابع انسان ساخت مانند ترافیک حاصل می‌شود. عناصری چون Na، Ca، K نیز چون با هم همبستگی داشتند، نشان می‌دهد که این عناصر به طور عمده از منابع طبیعی سرچشمه گرفته‌اند.

در خصوص محدودیت‌های پژوهش و نیز ارائه پیشنهاداتی جهت تقویت مطالعات آینده در این زمینه، براساس مطالعات متعدد منتشر شده خارجی به کارگیری و استفاده از گل‌سنگ به عنوان پایشگر و شاخص زیستی آلاینده‌های مختلف و کیفیت هوا به صورت‌های مختلفی قابل انجام و ارائه است که در این بخش مطالعه برخی از این موارد اشاره گردیده است؛

- به عنوان اولین مطالعه فراکاشت گل‌سنگ و ارتباط آن پس از مواجهه با آلاینده‌های هوای کلان شهر تهران، هیچ مطالعه مبنای قبلی برای تعیین تعداد نمونه‌ها و زمان

در کاربری‌های مختلف در دره mid-Brahmaputra در منطقه هیمالیا با استفاده از تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) نشان داد که مؤلفه اول (PC1)، ۴۲ درصد از واریانس کل را توضیح داد و با عناصر Fe، Cu، Cr، Co، Ni و بارگذاری شد. همچنین در این مطالعه بیان شد که این مؤلفه در کل نشان دهنده تاثیر منابع احتراق و به طور عمده سوخت‌های فسیلی در انتشار این عناصر است (۱۶). در برخی مطالعات اشاره شده است که Cr در اتمسفر محیط شهری ناشی از سهم وسایل نقلیه (۹۵-۹۳)، و منبع Cu در اتمسفر مناطق شهری می‌تواند به سایش تیر و لاستیک‌های خودرو و انتشارات اتومبیل نسبت داده شود (۹۶، ۹۷). احتراق زغال سنگ منبع انسانی اصلی انتشار Ni است (۹۸) و یکی از اجزاء اساسی حرکت و جریان خاکستر ناشی از صنایع با سوخت زغال سنگ است (۹۹، ۱۰۰). Yue و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه خود گزارش دادند که Cu، Cr، As، Zn، Pb و Cd در درجه اول ناشی از فعالیت‌های انسانی بوده است و به ویژه انتشارات وسایل نقلیه می‌تواند به این عناصر نسبت داده شود (۱۰۱). در مطالعه Daimari و همکاران (۲۰۲۰) تعلیق مجدد گرد و غبار در جاده را به عنوان منبع انتشار دو عنصر Pb و Zn نسبت دادند (۱۶). به علاوه اشاره شده است که این عناصر به طور کلی از سایش وسایل نقلیه آزاد می‌شود (۹۳). ترکیبات ارگانومگنز که به عنوان مواد افزودنی در دیزل مورد استفاده قرار می‌گیرند احتمالاً باعث افزایش غلظت Mn در اتمسفر مناطق شهری می‌شود (۱۰۲). بنابراین این مؤلفه را می‌توان به دیزل اگزوز نسبت داد. در مطالعه حاضر فاکتور دوم (Fa2) با دو عنصر Ca و Na همبستگی داشت و بارهای عاملی زیادی را برای آنها نشان داد که ۱۵/۰۸ درصد از واریانس کل را در مجموعه داده تشکیل دادند. فاکتور سوم (Fa3) نیز که ۹/۱۴ درصد از واریانس کل را شامل می‌شد بار عاملی زیادی در آن برای K مشاهده گردید. Ca و K در تمام سایت‌ها EF کمتر از ۵۰ درصد را داشتند، در حالی که Na دارای EF بیشتر

آلاینده‌ها استفاده شود. اندازه گیری پاسخ‌های بیولوژیکی و فیزیولوژیکی آنها نیز جهت تخمین هر گونه تاثیر و نیز به عنوان یک سیستم هشدار اولیه از تاثیرات سطوح بالاتر و تغییر در ترکیب گونه‌ها یا در تنوع زیستی، روش مفیدی برای نظارت بر وضعیت یک اکوسیستم و تاثیرات انتشار آلاینده‌ها را ارائه دهد. در مطالعه حاضر نیز که اولین گزارش پایش زیستی عناصر آلاینده هوا در برخی مناطق کلانشهر تهران با استفاده از روش فراکاشت گل‌سنگ اپیفیت گونه *Ramalina sinensis* است، یک ارزیابی اولیه و وضعیت کلی کیفیت هوا از نظر عناصر مختلف در منطقه مورد مطالعه براساس نتایج انباشت زیستی عناصر مختلف توسط این گونه گل‌سنگ صورت گرفت. به علاوه نتایج این مطالعه در بعد سنجش عناصر و کاربرد شاخص‌های مختلف در تحلیل مقادیر عناصر مختلف با استفاده از رویکرد فراکاشت گل‌سنگ اپیفیت *R. sinensis* نشان داد این رویکرد می‌تواند جایگزینی مناسب، دقیق و مقرون به صرفه بودن گل‌سنگ نسبت به سایر پایشگرهای زیستی برای آلاینده‌های هوا و تعیین سطوح مختلف آلودگی هوا را در مقیاس بزرگ ارائه دهد.

### ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

### تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله از کارشناسان شرکت کنترل کیفیت هوای تهران بخصوص جناب آقای دکتر وحید حسینی مدیر عامل وقت و آقای مهندس شهیدزاده برای همکاری و صدور مجوزهای لازم جهت انجام فرایند فراکاشت گل‌سنگ در ایستگاه‌های سنجش کنترل کیفیت هوا کمال تشکر و قدردانی را دارند.

### References

1. Li H Wu H, Wang Qg, Yang M, Li F, Sun Y, et

مواجهه وجود نداشت و در واقع نتایج این مطالعه می‌تواند برای سایر مطالعات بعدی مبنای مهمی باشد.

- در این مطالعه با توجه به اینکه آلاینده‌های گازی از جمله ترکیبات نیتروژن (N) و گوگرد (S)، ازن ( $O_3$ )، و نیز برخی ترکیبات آلی (مانند BTEX) از مرسوم‌ترین آلاینده‌های مورد سنجش در ایستگاه‌های پایش کیفیت هوا سازمان محیط زیست هستند و از سویی تاثیر قابل توجهی بر جوامع گل‌سنگ‌ها دارند، در این مطالعه می‌بایست ضمن سنجش فلزات، میزان این آلاینده‌ها نیز در تال گل‌سنگ مورد ارزیابی قرار می‌گرفت.

- در این قبیل مطالعات چون کیفیت هوا تحت تاثیر فاکتورهای محیطی مختلفی است لذا می‌بایست عوامل محیطی مؤثر بر تجمع فلزات در تال گل‌سنگ نیز جهت تجزیه و تحلیل بهتر و دقیق‌تر داده‌ها و نتایج در نظر گرفته شود (از قبیل مواردی چون فاصله تا منابع آلودگی، ارتفاع، جهت باد، دمای هوا و رطوبت).

- به علاوه در این قبیل مطالعات بهتر است موقعیت فلزات و عناصر مختلف در مایکوبیونت و فتوبیونت در گل‌سنگ با استفاده از روش‌های میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM)، میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) و طیف سنجی پراکندگی انرژی پرتو ایکس (EDX) صورت گیرد که در مطالعه حاضر از جمله محدودیت‌های قابل ذکر است.

- در نهایت آلاینده‌های هوا باعث آسیب‌های مورفولوژیکی و معمولاً فیزیولوژیکی در گل‌سنگ‌ها می‌شوند، لذا توصیه می‌شود در مطالعات در این زمینه حتماً این موارد در کنار سنجش غلظت آلاینده‌ها نیز مورد بررسی قرار گیرد.

### نتیجه گیری

در استفاده از گل‌سنگ‌ها به عنوان پایشگر زیستی آلاینده‌های کیفیت هوا، روش‌های زیستی مختلفی در دسترس است. در این خصوص اندازه‌گیری میزان تجمع آلاینده‌های موجود در هوا به درون تال گل‌سنگ می‌تواند برای ارزیابی الگوهای تنه‌نشست مکانی و زمانی

- al. Chemical partitioning of fine particle-bound metals on haze-fog and non-haze-fog days in Nanjing, China and its contribution to human health risks. *Atmospheric Research*. 2017;183:142-50.
2. Rai PK. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2016;129:120-36.
  3. Janta R, Chantara S. Tree bark as bioindicator of metal accumulation from road traffic and air quality map: A case study of Chiang Mai, Thailand. *Atmospheric Pollution Research*. 2017;8(5):956-67.
  4. Mateus VL, Monteiro ILG, Rocha RCC, Saint'Pierre TD, Gioda A. Study of the chemical composition of particulate matter from the Rio de Janeiro metropolitan region, Brazil, by inductively coupled plasma-mass spectrometry and optical emission spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*. 2013;86:131-36.
  5. Izhar S, Goel A, Chakraborty A, Gupta T. Annual trends in occurrence of submicron particles in ambient air and health risk posed by particle bound metals. *Chemosphere*. 2016;146:582-90.
  6. Romanazzi V, Casazza M, Malandrino M, Maurino V, Piano A, Schilirò T, et al. PM10 size distribution of metals and environmental-sanitary risk analysis in the city of Torino. *Chemosphere*. 2014;112:210-16.
  7. Harmens H, Norris DA, Koerber GR, Buse A, Steinnes E, Rühling Å. Temporal trends in the concentration of arsenic, chromium, copper, iron, nickel, vanadium and zinc in mosses across Europe between 1990 and 2000. *Atmospheric Environment*. 2007;41(31):6673-87.
  8. Mateos AC, Gonzalez CM. Physiological response and sulfur accumulation in the biomonitor *Ramalina celsastri* in relation to the concentrations of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> in urban environments. *Microchemical Journal*. 2016;125:116-23.
  9. Brignole D, Drava G, Minganti V, Giordani P, Samson R, Vieira J, et al. Chemical and magnetic analyses on tree bark as an effective tool for biomonitoring: A case study in Lisbon (Portugal). *Chemosphere*. 2018;195:508-14.
  10. Stankovic S, Kalaba P, Stankovic AR. Biota as toxic metal indicators. *Environmental Chemistry Letters*. 2014;12(1):63-84.
  11. Smodis B. Preface: validation and application of plants as biomonitors of atmospheric trace element deposition. *International Journal of Environment and Pollution*. 2008;32(4):431-33.
  12. Van Dijk C, van Doorn W, van Alfen B. Long term plant biomonitoring in the vicinity of waste incinerators in The Netherlands. *Chemosphere*. 2015;122:45-51.
  13. de Paula PHM, Mateus VL, Araripe DR, Duyck CB, Saint'Pierre TD, Gioda A. Biomonitoring of metals for air pollution assessment using a hemiepiphyte herb (*Struthanthus flexicaulis*). *Chemosphere*. 2015;138:429-37.
  14. Giampaoli P, Wannaz ED, Tavares AR, Domingos M. Suitability of *Tillandsia usneoides* and *Aechmea fasciata* for biomonitoring toxic elements under tropical seasonal climate. *Chemosphere*. 2016;149:14-23.
  15. Wannaz ED, Abril GA, Rodriguez JH, Pignata M. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in industrial and urban areas using passive air samplers and leaves of *Tillandsia capillaris*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2013;1(4):1028-35.
  16. Daimari R, Bhuyan P, Hussain S, Nayaka S, Mazumder MJ, Hoque RR. Biomonitoring by epiphytic lichen species—*Pyxine cocomes* (Sw.) Nyl.: understanding characteristics of trace metal in ambient air of different landuses in mid-Brahmaputra Valley. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2020;192(1):37.
  17. Paoli L, Munzi S, Guttová A, Senko D, Sardella G, Loppi S. Lichens as suitable indicators of the biological effects of atmospheric pollutants around a municipal solid waste incinerator (S Italy). *Ecological Indicators*. 2015;52:362-70.
  18. Singh P, Singh P, Tondon P, Singh K. Heavy metals accumulation by epiphytic foliose lichens as biomonitors of air quality in Srinagar city of Garhwal hills, Western Himalaya (India). *Current Research in Environmental & Applied Mycology (Journal of Fungal Biology)*. 2018;8(2):282-89.
  19. Jiang Y, Fan M, Hu R, Zhao J, Wu Y. Mosses are better than leaves of vascular plants in monitoring

- atmospheric heavy metal pollution in urban areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018;15(6):1105.
20. Wang S, Zhang Z, Wang Z. Bryophyte communities as biomonitors of environmental factors in the Goujiang karst bauxite, southwestern China. *Science of the Total Environment*. 2015;538:270-78.
21. Zhou X, Chen Q, Liu C, Fang Y. Using moss to assess airborne heavy metal pollution in Taizhou, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017;14(4):430.
22. Dogan Y, Ugulu I, Baslar S. Turkish Red Pine as a biomonitor: a comparative study of the accumulation of trace elements in the needles and bark. *Ekoloji*. 2010;19(75):88-96.
23. Sun F, Wen D, Kuang Y, Li J, Li J, Zuo W. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in needles of Masson pine (*Pinus massoniana* L.) growing nearby different industrial sources. *Journal of Environmental Sciences*. 2010;22(7):1006-13.
24. Bing H, Wu Y, Zhou J, Sun H. Biomonitoring trace metal contamination by seven sympatric alpine species in Eastern Tibetan Plateau. *Chemosphere*. 2016;165:388-98.
25. Guéguen F, Stille P, Geagea ML, Boutin R. Atmospheric pollution in an urban environment by tree bark biomonitoring—Part I: Trace element analysis. *Chemosphere*. 2012;86(10):1013-19.
26. Szczepaniak K, Biziuk M. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*. 2003;93(3):221-30.
27. Hawksworth DL, Grube M. Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist*. 2020.
28. Van der Wat L, Forbes PB. Lichens as biomonitors for organic air pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2015;64:165-72.
29. Malaspina P, Casale M, Malegori C, Hooshyari M, Di Carro M, Magi E, et al. Combining spectroscopic techniques and chemometrics for the interpretation of lichen biomonitoring of air pollution. *Chemosphere*. 2018;198:417-24.
30. Purvis OW, Pawlik-Skowrońska B. Chapter 12 Lichens and metals. In: Avery SV, Stratford M, Van West P, editors. *British Mycological Society Symposia Series*. 27. Massachusetts: Academic Press; 2008. p. 175-200.
31. Yan Y, Zhang Q, Wang GG, Fang Y-M. Atmospheric deposition of heavy metals in Wuxi, China: estimation based on native moss analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016;188(6):360.
32. De La Cruz ARH, De La Cruz JKH, Tolentino DA, Gioda A. Trace element biomonitoring in the Peruvian andes metropolitan region using *Flavoparmelia caperata* lichen. *Chemosphere*. 2018;210:849-58.
33. Brunialti G, Frati L. Bioaccumulation with lichens: the Italian experience. *International Journal of Environmental Studies*. 2014;71(1):15-26.
34. Boamponsem L, Adam J, Dampare S, Nyarko B, Essumang D. Assessment of atmospheric heavy metal deposition in the Tarkwa gold mining area of Ghana using epiphytic lichens. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*. 2010;268(9):1492-501.
35. Schreck E, Viers J, Blondet I, Auda Y, Macouin M, Zouiten C, et al. *Tillandsia usneoides* as biomonitors of trace elements contents in the atmosphere of the mining district of Cartagena-La Unión (Spain): New insights for element transfer and pollution source tracing. *Chemosphere*. 2020;241:124955.
36. Sueoka Y, Sakakibara M, Sera K. Heavy metal behavior in lichen-mine waste interactions at an abandoned mine site in southwest Japan. *Metals*. 2015;5:1591-608.
37. Abas A, Sulaiman N, Adnan NR, Aziz SA, Nawang WNSW. Using Lichen (*Dirinaria* sp.) as Bio-Indicator for Airborne Heavy Metal at Selected Industrial Areas in Malaysia. *EnvironmentAsia*. 2019;12(3).
38. Adeleke AI, Fakinle BS, Odunlami OA, Sonibare JA. Spatial biomonitoring of airborne heavy metals emitted from a steel recycling plant. *Management of Environmental Quality: An International Journal*. 2020;31(3):548-63.
39. Boonpeng C, Polyiam W, Sriviboon C, Sangiamdee D, Watthana S, Nimis PL, et al. Airborne trace elements near a petrochemical industrial complex in Thailand assessed by the lichen *Parmotrema tinctorum* (Despr. ex Nyl.) Hale. *Environmental Science*



- and Pollution Research. 2017;24(13):12393-404.
40. Boonpeng C, Sriviboon C, Polyiam W, Sangiamdee D, Watthana S, Boonpragob K. Assessing atmospheric pollution in a petrochemical industrial district using a lichen-air quality index (LiAQI). *Ecological indicators*. 2018;95:589-94.
41. Parviainen A, Casares-Porcel M, Marchesi C, Garrido CJ. Lichens as a spatial record of metal air pollution in the industrialized city of Huelva (SW Spain). *Environmental Pollution*. 2019;253:918-29.
42. Protano C, Guidotti M, Owczarek M, Fantozzi L, Blasi G, Vitali M. Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals in transplanted lichen (*Pseudovernia furfuracea*) at sites adjacent to a solid-waste landfill in central Italy. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 2014;66(4):471-81.
43. Rola K, Osyczka P, Kafel A. Different heavy metal accumulation strategies of epilithic lichens colonising artificial post-smelting wastes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2016;70(2):418-28.
44. Contardo T, Vannini A, Sharma K, Giordani P, Loppi S. Disentangling sources of trace element air pollution in complex urban areas by lichen biomonitoring. A case study in Milan (Italy). *Chemosphere*. 2020:127155.
45. LeGalley E, Widom E, Krekeler MP, Kuentz DC. Chemical and lead isotope constraints on sources of metal pollution in street sediment and lichens in southwest Ohio. *Applied Geochemistry*. 2013;32:195-203.
46. Ramić E, Huremović J, Muhić-Šarac T, Đug S, Žero S, Olovčić A. Biomonitoring of air pollution in Bosnia and Herzegovina using Epiphytic Lichen *Hypogymnia physodes*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2019;102(6):763-69.
47. Hadian M, Raeissi P, Khalilabad TH. The economic burden of mortality and morbidity due to air pollution in Tehran, Iran: a systematic review. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2020:1-11.
48. Torbatian S, Hoshyaripour A, Shahbazi H, Hosseini V. Air pollution trends in Tehran and their anthropogenic drivers. *Atmospheric Pollution Research*. 2020;11(3):429-42.
49. Bahti P, Yusup A, Jumagul AT. Study of the Bio-monitoring Role of Lichens to Air Pollution in Urumqi City, Xinjiang. *Biotechnology*. 2010;4.
50. Tumur A, Abdulla A, Abbas A. Bio-monitoring of air quality in Urumqi city using lichens transplant method. *Environmental Pollution & Control*. 2011;12.
51. LeBlanc SF, Sloover JD. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*. 1970;48(8):1485-96.
52. Aśta J, Erhardt W, Ferretti M, Fornasier F, Kirschaum U, Nimis P, et al. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In: Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, editors. *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. Dordrecht: Springer; 2002. p. 273-79.
53. Tomlinson D, Wilson J, Harris C, Jeffrey D. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 1980;33(1):566-75.
54. Figueiredo A, Nogueira C, Saiki M, Milian F, Domingos M. Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environmental Pollution*. 2007;145(1):279-92.
55. Frati L, Brunialti G, Loppi S. Problems related to lichen transplants to monitor trace element deposition in repeated surveys: a case study from central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 2005;52(3):221-30.
56. Demková L, Bobul'ská L, Árvay J, Jezný T, Ducsay L. Biomonitoring of heavy metals contamination by mosses and lichens around Slovinky tailing pond (Slovakia). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2017;52(1):30-36.
57. De Oliveira PF, Timsina B, Piercey-Normore M. Diversity of *Ramalina sinensis* and its photobiont in local populations. *The Lichenologist*. 2012;44(5):649.
58. Li W-C, Zhou J, Guo S-Y, Guo L-D. Endophytic fungi associated with lichens in Baihua mountain of Beijing, China. *Fungal Divers*. 2007;25:69-80.
59. Sangiamdee D. Validation of sample preparation methods for determination of metal accumulation in Lichen *Parmotrema tinctorum* by inductively cou-

- pled plasma mass spectrometry (ICP) [dissertation]. Bangkok: Ramkhamhaeng University; 2014.
60. Bergamaschi L, Rizzio E, Giaveri G, Loppi S, Gallorini M. Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. *Environmental Pollution*. 2007;148(2):468-76.
61. Sorbo S, Aprile G, Strumia S, Cobiانchi RC, Leone A, Basile A. Trace element accumulation in *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf exposed in Italy's so called Triangle of Death. *Science of the Total Environment*. 2008;407(1):647-54.
62. Abbaszadeh H, Mohammadi Roozbahani M, Sobhanardakani S. Use of *Ziziphus spina-christi* and *Prosopis cineraria* leaves as bio-indicators of environmental pollution emitted from industrial areas. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2019;12(1):87-100 (in Persian).
63. Duffus JH. "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 2002;74(5):793-807.
64. Koroleva Y, Revunkov V. Air pollution monitoring in the South-East Baltic using the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes*. *Atmosphere*. 2017;8(7):119.
65. Cruz ARH, Ayuque RFO, Cruz RWH, Lopez-Gonzales JL, Gioda A. Air quality biomonitoring of trace elements in the metropolitan area of Huancayo, Peru using transplanted *Tillandsia capillaris* as a bio-monitor. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2020;92(1).
66. Enamorado-Báez S, Gómez-Guzmán J, Chamizo E, Abril J. Levels of 25 trace elements in high-volume air filter samples from Seville (2001–2002): Sources, enrichment factors and temporal variations. *Atmospheric Research*. 2015;155:118-29.
67. Sánchez-Chardi A. Biomonitoring potential of five sympatric *Tillandsia* species for evaluating urban metal pollution (Cd, Hg and Pb). *Atmospheric Environment*. 2016;131:352-59.
68. Naderizadeh Z, Khademi H, Ayoubi S. Biomonitoring of atmospheric heavy metals pollution using dust deposited on date palm leaves in southwestern Iran. *Atmosfera*. 2016;29(2):141-55.
69. Agnan Y, Séjalon-Delmas N, Probst A. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: a story of lichens. *Environmental Pollution*. 2013;172:139-48.
70. Fujiwara FG, Gómez DR, Dawidowski L, Perelman P, Faggi A. Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Ecological Indicators*. 2011;11(2):240-47.
71. Querol X, Alastuey A, Moreno T, Viana M, Castillo S, Pey J, et al. Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM2.5) across Spain 1999–2005. *Atmospheric Environment*. 2008;42(17):3964-79.
72. Godoy MLD, Godoy JM, Roldao LA, Soluri DS, Donagemma RA. Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. *Atmospheric Environment*. 2009;43(14):2366-74.
73. Rizzio E, Bergamaschi L, Valcuvia M, Profumo A, Gallorini M. Trace elements determination in lichens and in the airborne particulate matter for the evaluation of the atmospheric pollution in a region of northern Italy. *Environment International*. 2001;26(7-8):543-49.
74. Röllin H. Manganese: Environmental pollution and health effects. In: Nriagu JO, editor. *Encyclopedia of environmental health*. Burlington: Elsevier; 2011. p. 617-29.
75. Loppi S, Frati L, Paoli L, Bigagli V, Rossetti C, Bruscoli C, et al. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*. 2004;326(1-3):113-22.
76. Koz B, Celik N, Cevik U. Biomonitoring of heavy metals by epiphytic lichen species in Black Sea region of Turkey. *Ecological Indicators*. 2010;10(3):762-65.
77. Fuga A, Saiki M, Marcelli MP, Saldiva PH. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*. 2008;151(2):334-40.
78. Bedregal P, Mendoza P, Ubillús M, Torres B, Hurtado J, Maza I, et al. El uso de *Usnea* sp. y *Tillandsia capillaris*, como biomonitores de la contaminación ambiental en la ciudad de Lima, Perú. *Revista de la Sociedad Química del Perú*. 2009;75(4):479-87.
79. Bargagli R, Mikhailova I. Accumulation of inor-

- ganic contaminants. In: Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, editors. *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. Dordrecht: Springer; 2002. p. 65-84.
80. Godinho M, Ribeiro C, Longo E, Leite ER. Influence of microwave heating on the growth of gadolinium-doped cerium oxide nanorods. *Crystal Growth and Design*. 2008;8(2):384-86.
81. Wolterbeek B. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*. 2002;120(1):11-21.
82. Bozkurt Z. Determination of airborne trace elements in an urban area using lichens as biomonitors. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2017;189(11):573.
83. Pellegrini E, Lorenzini G, Loppi S, Nali C. Evaluation of the suitability of *Tillandsia usneoides* (L.) L. as biomonitors of airborne elements in an urban area of Italy, Mediterranean basin. *Atmospheric Pollution Research*. 2014;5(2):226-35.
84. Rodriguez J, Weller S, Wannaz E, Klumpp A, Pignata M. Air quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Córdoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*. *Ecological Indicators*. 2011;11(6):1673-80.
85. Ventura LMB, Mateus VL, de Almeida ACSL, Wanderley KB, Taira FT, Saint’Pierre TD, et al. Chemical composition of fine particles (PM<sub>2.5</sub>): water-soluble organic fraction and trace metals. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2017;10(7):845-52.
86. Adriano D. *Trace Elements in The Terrestrial Environment*. New York: Springer-Verlag; 1986.
87. Guidotti M, Stella D, Dominici C, Blasi G, Owczarek M, Vitali M, et al. Monitoring of traffic-related pollution in a province of central Italy with transplanted Lichen *Pseudoverniafurfuracea*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2009;83(6):852.
88. Hu R, Yan Y, Zhou X, Wang Y, Fang Y. Monitoring heavy metal contents with *Sphagnum junghuhnianum* moss bags in relation to traffic volume in Wuxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018;15(2):374.
89. Petrova S, Yurukova L, Velcheva I. Lichen-bags as a biomonitoring technique in an urban area. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2015;13(4):915-23.
90. Kortesharju J, Savonen K, Säynätkäri T. Element contents of raw humus, forest moss and reindeer lichens around a cement works in northern Finland. *Annales Botanici Fennici*. 1990;27:221-30.
91. Ward NI. Multielement contamination of British motorway environments. *Science of the Total Environment*. 1990;93:393-401.
92. Freitas MC. Heavy metals in *Parmelia sulcata* collected in the neighborhood of a coal-fired power station. *Biological Trace Element Research*. 1994;43(1):207-12.
93. Bhuyan P, Deka P, Prakash A, Balachandran S, Hoque RR. Chemical characterization and source apportionment of aerosol over mid Brahmaputra Valley, India. *Environmental Pollution*. 2018;234:997-1010.
94. Khillare P, Balachandran S, Meena BR. Spatial and temporal variation of heavy metals in atmospheric aerosol of Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2004;90(1-3):1-21.
95. Shah MH, Shaheen N, Jaffar M. Characterization, source identification and apportionment of selected metals in TSP in an urban atmosphere. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006;114(1-3):573-87.
96. Ghosh S, Gupta T, Rašogi N, Gaur A, Misra A, Tripathi SN, et al. Chemical characterization of summertime dust events at Kanpur: insight into the sources and level of mixing with anthropogenic emissions. *Aerosol and Air Quality Research*. 2013;14(3):879-91.
97. Zhao R, Han B, Lu B, Zhang N, Zhu L, Bai Z. Element composition and source apportionment of atmospheric aerosols over the China Sea. *Atmospheric Pollution Research*. 2015;6(2):191-201.
98. Nriagu JO, Pacyna JM. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 1988;333(6169):134-39.
99. Bunzl K, Rosner G, Schmidt W. Distribution of Lead, Cobalt and Nickel in the Soil Around a Coal-Fired Power Plant. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 1983;146(6):705-13.

100. Tian HZ, Lu L, Cheng K, Hao JM, Zhao D, Wang Y, et al. Anthropogenic atmospheric nickel emissions and its distribution characteristics in China. *Science of the Total Environment*. 2012;15:148-57.
101. Yue J-J, Palmiero R, Han Y-Y, Wang Y, Li Q-Q, Zhang T-Y, et al. Characterization of PM1-bound metallic elements in the ambient air at a high mountain site in northern China. *Aerosol and Air Quality Research*. 2018;18(12):2967-81.
102. Balasubramanian R, He J, Wang LK. Control, management, and treatment of metal emissions from motor vehicles. In: Wang LK, Chen JP, Hung Y-T, Shamma NK, editors. *Heavy metals in the environment*. Boca Raton: CRC Press; 2009. p. 475-89.
103. Aslan A, Budak G, Karabulut A. The amounts Fe, Ba, Sr, K, Ca and Ti in some lichens growing in Erzurum province (Turkey). *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*. 2004;88(4):423-31.
104. Abril GA, Wannaz ED, Mateos AC, Invernizzi R, Plá RR, Pignata ML. Characterization of atmospheric emission sources of heavy metals and trace elements through a local-scale monitoring network using *T. capillaris*. *Ecological Indicators*. 2014;40:153-61.
105. Ferreira AB, Santos JO, Souza SO, Júnior WN, José do Patrocínio HA. Use of passive biomonitoring to evaluate the environmental impact of emissions from cement industries in Sergipe State, northeast Brazil. *Microchemical Journal*. 2012;103:15-20.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Air quality and trace elements biomonitoring in Tehran urban areas using epiphytic lichen

Mohammad Sohrabi<sup>1\*</sup>, Nasrin Hassanzadeh<sup>2</sup>, Fariba Hedayatzadeh<sup>2</sup>, Mehdi Mofid<sup>3</sup>

1- Environmental Biotechnology Research Group, Department of Biotechnology, Iranian Research Organization for Science and Technology, Tehran, Iran

2- Department of Environmental Sciences, Faculty of Environment and Natural Resource, Malayer University, Malayer, Iran

3- Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 13 December 2020

**Revised:** 01 March 2021

**Accepted:** 07 March 2021

**Published:** 17 March 2021

**Keywords:** Active biomonitoring, Air pollution, Trace element, Bioaccumulation, Epiphytic lichen

### \*Corresponding Author:

sohrabi@irost.org

### ABSTRACT

**Background and Objective:** Air quality and distribution of trace elements in the Tehran metropolis were evaluated using transplants of the epiphytic lichen *Ramalina sinensis*.

**Materials and Methods:** Thalli of *R. sinensis* were collected from a non-contaminated area and transplanted in the six urban sites of Tehran for six months. After the end of the exposure period, the content of twelve elements in lichen was determined by ICP-MS method and the obtained data were evaluated using statistical analysis and various indicators.

**Results:** Based on the results, the order of mean concentration of the trace elements in the *R. sinensis* lichen samples was determined as:  $Ca > K > Fe > Mg > Na > Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co$  and the highest amount of bioaccumulation was found for the essential elements. For several elements, significant differences were observed in various sampling sites. Based on the pollution load indexes (PLIs), two sites at Sharif university and Setad Bohran were more polluted than other areas. Exposed-to-control (EC) ratio values for Pb, Zn, Cr, Fe, Mn, Ni, Mg, and Co were also found in the range of 1.25-1.75. Based on the relative accumulation factor (RAF), the accumulation preference of elements by *R. sinensis* lichen was observed as  $Na > Cr > Cu > Fe > Mg > Ni > Zn > Mn > Co > Pb > Ca > K$ , respectively, which represents the significant ability of this species in the accumulation of elements such as Na, Cr, Cu and Fe. PCA and EF analysis indicated that trace elements adsorbed by lichen were mainly sourced from vehicle transportation.

**Conclusion:** This study demonstrates the application and importance of *R. sinensis* lichen in biomonitoring of air pollutants elements in urban areas. This approach can justify the suitability, accuracy and cost-effectiveness of lichen compared to other biomonitors for air pollutants and more importantly highlights its capability to the determination of wide levels of air pollution in large scales.

Please cite this article as: Sohrabi M, Hassanzadeh N, Hedayatzadeh F, Mofid M. Air quality and trace elements biomonitoring in Tehran urban areas using epiphytic lichen. Iranian Journal of Health and Environment. 2021;13(4):705-34.

