

نظارت بیولوژیکی:

گل‌سنگ‌ها به عنوان شاخص‌های زیستی برای ارزیابی آلودگی هوا - یک بررسی

چکیده

اغلب به عنوان بخشی از مطالعات تاثیر زیست محیطی و، بالاتر از همه، به منظور دریافت مجوزها طبق دستورالعمل‌ها از سوی وزارت محیط زیست (ایتالیا)، نظرسنجی‌ها و کنترل‌هایی که از شاخص‌های بیولوژیکی استفاده می‌کنند مورد نیاز می‌باشند. این بدان دلیل است که این شاخص‌ها، ابزارهایی معتبر برای ارزیابی کیفیت هوای ناشی از یک سوژه (اغلب یک کارخانه صنعتی) در ارزیابی تاثیرات محیطی (EIA) می‌باشند. در این زمینه، این مقاله با هدف تحلیل برخی از جنبه‌های نظری نظارت بیولوژیکی و ارائه یک گزارش پیشرفت در مورد استفاده از گل‌سنگ‌ها به عنوان نشانگرهای (شاخص‌ها) زیستی کیفیت هوا، با توجه خاص به این وضعیت در ایتالیا گردآوری شده است. هدف از این مقاله، اشاره به مهمترین خطوط در وضعیت فعلی دانش در این حوزه، ارزیابی کاربردهای روش شناختی و مزایا / معایب آنها با توجه به روش‌های سنتی نظرسنجی می‌باشد.

کلید واژه‌ها: گل‌سنگ‌ها، نظارت بیولوژیکی، آلودگی هوا، ارزیابی تاثیرات زیست محیطی، ایتالیا

1. نظارت بیولوژیکی

استفاده از ارگانسیم‌های جهانی برای ارزیابی آلودگی در طی چند دهه اخیر به طور قابل توجهی توسعه یافته است. چنین ارگانسیم‌هایی، آلاینده‌های محیطی را به خود می‌گیرند و می‌توانند به عنوان شاخص‌هایی برای موجودیت

زیستی یک آلاینده مشخص در طول زمان استفاده شوند، و در بعضی موارد، امکان مقایسه بین سطوح آلودگی در مناطق مختلف جغرافیایی را میسر می سازند.

در این زمینه، کشورهای OECD، با پیشنهاد برنامه های کلی برای نظارت و ارزیابی تاثیرات زیست محیطی، نوآوری های بسیاری را برای بررسی محصولات دارای خطر بالقوه اتخاذ نموده اند (Tessier et al., 1980; Connell, 1986; Herman, 1986; Krumgalz, 1987; Bero و Gibbs, 1990).

از منظر سمیت شناسی زیستی، می توانیم همه ترکیبات شیمیایی که اساساً در نتیجه فعالیت های انسانی به محیط زیست منتشر می شوند و سبب آسیب به موجودات زنده می شوند (Moriarty, 1999)، به عنوان آلاینده ها یا تولید کننده های تنش زیست محیطی در نظر بگیریم.

به طور کلی، شاخص های زیستی، ارگانیزم هایی هستند که می توانند برای شناسایی و تعیین کیفی عوامل محیطی تولید شده توسط انسان مورد استفاده قرار گیرند (Tonneijk and Posthumus, 1987)، در حالی که ناظرهای زیستی، ارگانیزم هایی هستند که عمدتاً برای تعیین مقدار آلاینده ها استفاده می شوند و می توانند به عنوان حساس یا تجمعی دسته بندی شوند.

ناظرهای زیستی حساس ممکن است از نوع نوری باشند و به عنوان یکپارچه سازهای تنش ناشی از آلاینده ها و به عنوان سیستم های زنگ خطر پیشگیرانه استفاده می شوند. آنها بر اساس اثرات نوری به صورت تغییرات در شکل و قیافه در رفتار افراطی مرتبط با محیط زیست و / یا بر اساس جنبه های شیمیایی و فیزیکی به صورت تغییر در فعالیت سیستم های مختلف آنزیمی و نیز در فعالیت های فتوسنتز یا استنشاقی می باشند.

شاخص های زیستی تجمعی دارای قابلیت ذخیره آلاینده ها در بافت های خود هستند و برای اندازه گیری یکپارچه غلظت چنین آلاینده ها در محیط زیست استفاده می شوند. تجمع زیستی، نتیجه فرآیند تعادلی مصرف / تخلیه ترکیب زیستی از و به محیط زیست اطراف است.

قدمت اولین مطالعات شاخص های زیستی به دهه 1960 باز می گردد. با شروع محاسبات نظری
Stöcker (1980) و Phillips (1977, 1980), می توانیم مشخصات اصلی یک جمع کننده
زیستی را تعریف کنیم.

جمع کننده های زیستی باید:

1. آلاینده را بدون از بین رفتن به واسطه سطوح مختلفی که با آن تماس می گیرد، جمع نمایند؛
2. توزیع جغرافیایی وسیع داشته باشند؛
3. فراوان، ماندگار، دارای تحرک کم، و همچنین نماینده منطقه جمع آوری باشند؛
4. در تمام طول سال در دسترس باشند و جمع آوری بافت ها برای تجزیه و تحلیل را ممکن سازند؛
5. جمع آوری آنها آسان باشد و در برابر شرایط آزمایشگاهی مقاوم باشند، و همچنین در صورت لزوم در مطالعات
آزمایشگاهی جذب آلاینده ها، قابل استفاده باشند؛
6. دارای ضریب غلظت بالا برای آلاینده تحت مطالعه باشند و در نتیجه، بدون افزایش قبلی از نظر غلظت، تجزیه و
تحلیل مستقیم را میسر سازند؛
7. یک رابطه ساده بین مقدار آلاینده موجود در ارگانیزم و میانگین آلودگی آلاینده در محیط اطراف وجود داشته
باشد؛ و
8. دارای همبستگی سطح محتوای آلاینده یکسان با محیط اطراف در هر سایت مورد مطالعه و تحت هر شرایط
باشند. این مطلب باید برای همه ارگانیزم های مورد بررسی نیز صدق کند.

2. مسائل نظارت زیستی

به دلایل مختلف، تعریف سطوح مرجع برای آلاینده ها در یک اکوسیستم در زمان انجام مطالعات نظارت بیولوژیکی،
به دلایل زیر از اهمیت بنیادی برخوردار است:

1. ارزیابی وضعیت حفاظت یا تخریب؛

2. پیش بینی وقوع فعالیت های احتمالی انسانی آینده به منظور ایجاد دخالت های لازم؛ و

3 پیشبرد کنترل در طول زمان با استفاده از برنامه های نظارتی، در صورت لزوم.

برای ارزیابی صحیح درجه آلودگی در یک اکوسیستم و یا انجام عملیات های نظارت زیستی، در ابتدا مشخص کردن سطح پیش زمینه آلودگی، در محیط زیست (هوا، آب، خاک) و در موجودات زنده ضروری است. سطح پیش زمینه را می توان به شیوه های مختلف تفسیر نمود: ممکن است به عنوان یک سطح پیش صنعتی (قبل از هر فعالیت انسانی)؛ به عنوان یک سطح طبیعی (شرایط متوسط یک منطقه یا ناحیه که در آن ممکن است فعالیت انسانی وجود داشته باشد، اما در وضعیت خوب حفاظت قرار دارد)؛ یک سطح استاندارد (بر اساس مراجع جهانی جغرافیایی)؛ یا حتی یک سطح صفر (غلظت یک عنصر در محیط زیست یا یک ارگانیزم قبل از توسعه یک فعالیت خاص که مستقل از درجه حفاظت است؛ کاربریها و همکاران، 2000؛ Cecchetti and Conti، 2000) تفهیم شود.

مطابق با Carballeira et al. (2000)، زمانی که سطح پیش زمینه مشخص شده باشد، عامل (ضریب) آلودگی را می توان برای ارزیابی وضعیت حفاظت از یک اکوسیستم یا برای نظارت بر وضعیت آن مورد استفاده قرار داد. این ارتباط بین سطح یک آلاینده موجود در زیگان و یا محیط زیست و یک مقدار مرجع است که یک مرحله مشخص (پیش صنعتی، طبیعی، صفر) را نشان می دهد.

$$CF_b = C_b/BL_b \quad \text{or} \quad CF_a = C_a/BL_a$$

که در آن به ترتیب CF = ضریب آلاینده برای زیگان (b) یا محیط زیست (هوا، آب، خاک) (a)؛ C = غلظت آلاینده در زیگان (b) یا در محیط زیست (a)؛ BL = سطح پیش زمینه آلاینده در زیگان (b) یا در محیط زیست (a) می باشد.

اگر سطح پیش زمینه، یک مرجع با فاز صفر باشد، مشاهده تکامل یک آلاینده (از نظر فضا و زمان)، در طی یک فرایند آلوده شدن برای ما میسر خواهد شد. این مفهوم را می توان برای مشاهده نرخ آلودگی زدایی در یک اکوسیستم (تاثیر مثبت) استفاده نمود.

گفته می شود که CF زمانی تصحیح شده است که:

$$CF_{corrected} = Cb_2/Cb_1$$

که در آن Cb_1 = غلظت آلاینده حاضر در زیاگان در زمان یا نقطه 1؛ Cb_2 = غلظت آلاینده حاضر در زیاگان در زمان یا نقطه 2؛

این نشان می دهد که CF زمانی تصحیح شده است که در طی مقایسه ها بین وضعیت های مختلف زیست محیطی، هیچ داده ای برای سطوح پیش زمینه (BL) در دسترس نباشد.

سیستم طبقه بندی زیست محیطی با شروع کردن از عوامل آلاینده‌گی به دست آمده برای هر آلاینده حاضر در محیط زیست یا ارگانسیم ها تحقق می یابد. زمان ارزیابی CF های به دست آمده، در نظر گرفتن عدم قطعیت های حاصل از موارد زیر لازم است: نمونه برداری؛ تغییرات فضا و زمان برای نمونه ها؛ شاخص های سن و وضعیت ارگانسیم ها، و غیره. به طور کلی، یک CF که بالای یک تعداد معین است (به طور کلی، 1.5، 2 یا 3 برابر BL)، به عنوان سطح مینیمم در نظر گرفته می شود که تحت آن، دیگر ارجاع به آلاینده‌گی معین دیگر ممکن نیست. تعیین وضعیت یک آلاینده‌گی می تواند از یک مقیاس خطی، یا در شرایط آرایش سطح-بالا، از یک مقیاس نوع نمایی پیروی کند.

3. گل‌سنگ ها به عنوان شاخص های زیستی آلودگی هوا

گل‌سنگ ها، نتیجه ارتباط همزیستی یک قارچ و یک جلبک در نظر گرفته می شود. به طور دقیق تر، اصطلاح، "جلبک" یک سیانوباکتری یا یک کلروفیسی را نشان می دهد؛ قارچ معمولاً یک آسکومیسیت است، هرچند در موقعیت های نادر، ممکن است یک باسیلیومیسیت یا یک فیکومیسیت باشد.

در این رابطه، جلبک، بخشی است که با تشکیل مواد مغذی اشغال می شود، از آنجا که حاوی کلروفیل است، در حالی که قارچ، آب و مواد معدنی را برای جلبک تامین می کند. این ارگانسیم ها، چند ساله هستند و در طول زمان، مورفولوژی یکنواخت را حفظ می کنند. آنها به آرامی رشد می کنند و وابستگی زیادی به محیط زیست برای تغذیه خود دارند و به طور متفاوت از گیاهان آوندی، بخش های آنها در حین رشد نمی ریزند. علاوه بر این، فقدان کوتیکول

یا استوم در آنها به معنی آن است که آلاینده های مختلف بر روی کل سطح ارگانسیم جذب می شوند (Hale, 1969, 1983).

در سال 1866، یک مطالعه در مورد گلسنگ های اپی فیتیک منتشر شد که به عنوان نشانگرهای زیستی (Nylander, 1866) استفاده می شدند. گلسنگ ها، بیشتر از همه به عنوان شاخص های زیستی کیفیت هوا مورد مطالعه قرار گرفته اند (Ferry et al. 1973). آنها به عنوان "سیستم های کنترل پایدار" برای ارزیابی آلودگی هوا (Nimis et al. 1989) تعریف شده اند.

با توجه به حساسیت آنها نسبت به عوامل مختلف زیست محیطی است که می توانند تغییرات در برخی از مولفه های خود و / یا پارامترهای خاص را تحریک نمایند، در طول 30 سال گذشته، مطالعات بسیاری بر احتمال استفاده از گلسنگ ها به عنوان شاخص های زیستی کیفیت هوا تاکید نموده اند (Brodo, 1961, Rao and LeBlanc, 1966, Schoënbek, 1968, Hawks-worth, 1971, Gilbert, 1973, مندز و Fournier, 1980, Lerond, 1984, St Clair و Fields, 1986, St Clair و همکاران, 1986, گالون و Ronen, 1988, Showman, 1988, Nimis, 1990, Oksanen و همکاران, 1991, Loppi و همکاران, 1991, a1992, Seaside, 1992, Halonen و همکاران, 1993, Gries, 1996, Loppi, 1996, Hamada و Miyawaki, 1998). برای این منظور، بسیاری از پارامترهای فیزیولوژیکی برای ارزیابی آسیب زیست محیطی به گلسنگ ها استفاده می شوند، مانند: فتوسنتز (Ronen et al., 1984, Calatayud et al., 1999)؛ محتوا و تخریب کلروفیل (Kardsh et al., 1987, Garty et al., 1988, Balaguer and Manrique, 1991, Zaharopoulou et al., 1993)؛ کاهش ATP؛ تغییرات در سطوح تنفس (Kardish و همکاران, 1987)؛ تغییرات سطح اکسین های اندوژن؛ و تولید اتیلن (Epstein و همکاران, 1986, Garty و همکاران, 1993).

علاوه بر این، قرار گرفتن در معرض SO₂ در آزمایشگاه سبب آسیب غشائی به سلول های گلسنگ می شود (Fields and StClair, 1984) می شود. مطالعات بسیاری، یک همبستگی مثبت بین مقدار گوگرد گلسنگ ها و SO₂

موجود در جو را نشان می دهند (Takala و همکاران، 1985؛ Rope and Pearson، 1990؛ Silberstein و همکاران، 1996).

نویسندگان مختلف گزارش می دهند که غلظت کلروفیل $b + a$ به واسطه آلودگی های ترافیکی وسائط نقلیه (LeBlanc و Rao، 1975؛ Ronen and Galun، 1984؛ Car-reras et al.، 1998) و انتشارهای گلخانه ای شهری (Zambrano and Nash، 2000) تغییر یافته است. به طور کلی، گلسنگ هایی که در مناطق با ترافیک وسیله نقلیه شدید رشد می کنند، افزایش در غلظت کلروفیل $a + b$ را نشان می دهند که متناسب با افزایش ها در انتشار گازهای گلخانه ای می باشد. چنین اثراتی به طور کلی ناشی از انتشار گازهای گلخانه ای ترافیک و به ویژه اکسیدهای سولفور و نیتروژن می باشد. در مناطق با ترافیک شدید وسائط نقلیه و سطوح بالایی از آلودگی صنعتی، مقادیر بالایی برای نسبت های کلروفیل b / a کلروفیل a به دست می آید.

به نظر می رسد ترافیک هوایی، و به ویژه اثرات از کروسن و بنزن، اثر کمتری بر جمعیت گلسنگ ها نسبت به ترافیک خودروها دارد. این در یک مطالعه از فرودگاه هامبورگ (Rothe and Big-don، 1994) نشان داده شده است.

گلسنگ ها را می توان به عنوان شاخص های زیستی و/یا ناظرهای زیستی به دو شیوه مورد استفاده قرار داد (Richardson، 1991؛ Sea-ward، 1993؛ Gries، 1996):

1. با نقشه برداری از تمام گونه های موجود در یک منطقه خاص (روش A)؛ و
2. از طریق نمونه گیری فردی از گونه های گلسنگ و اندازه گیری آلاینده های تجمع یافته در بدنه گیاه؛ یا توسط پیوند گلسنگ ها از یک منطقه غیرآلوده به یک منطقه آلوده شده، و سپس اندازه گیری تغییرات مورفولوژیکی در بدنه گلسنگ و / یا ارزیابی پارامترهای فیزیولوژیکی و / یا ارزیابی تجمع زیستی آلاینده ها (روش B)

4. گلسنگ ها در کنترل آلودگی زیست محیطی

4.1 روش شاخص خلوص اتمسفر (IAP) (روش A)

تغییرات ترکیبات در جوامع گلسنگ با تغییرات در سطوح آلودگی هوا مرتبط هستند. کاربرد روش A، تشریح یک IAP را میسر می سازد. این روش (LeBlanc و De Sloover، 1970) امکان تعیین کیفیت هوا در یک منطقه مشخص شده را فراهم می کند. IAP، یک ارزیابی از سطح آلودگی اتمسفری را ارائه می دهد که براساس تعداد (n)، فرکانس (F) و تحمل گلسنگ های حاضر در منطقه مورد مطالعه است. بیست فرمول متفاوت برای محاسبه IAP وجود دارد و اینها می توانند تا سطح خوبی از تقریب، درجات هشت آلاینده اتمسفری اندازه گیری شده با استفاده از ایستگاه های کنترل خودکار (SO₂، NO_x، Cl، Pb، Cd، Zn، و گرد و غبار، آمن و همکاران، 1987) را پیش بینی کنند.

فرمولی با بالاترین همبستگی با داده های آلودگی، فرمولی است که فقط فرکانس (F) گونه های گلسنگ موجود در یک شبکه نمونه گیری متشکل از 10 حوزه را به عنوان یک پارامتر در نظر می گیرد:

$$IAP = \sum F_i$$

F، فرکانس (حداکثر 10) برای هر گونه آم است که به عنوان تعداد مستطیل ها در شبکه محاسبه می شود (یک مستطیل با ابعاد 30 در 50 سانتیمتر، که به 10 حوزه با اندازه هر یک، 10 در 15 سانتیمتر تقسیم می شود) که در آن یک گونه معین ظاهر می شود (Herzig و اورک، 1991). نشان داده شده است که روش فرکانس، پیش بینی سطوح آلودگی با قطعیت بیش از 97٪ را ممکن می سازد (LoPorto و همکاران، 1992؛ Gottardini و همکاران، 1999).

روش A، انتخاب ایستگاه های نمونه گیری بر اساس حضور درخت های مناسب که مشاهده گلسنگ بر روی آنها ممکن است را پیش بینی می کند. مشکل این روش در یافتن گونه های یکسان درخت در سایت های مطالعه به منظور میسر نمودن مشاهدات یکسان است. مثلا در ایتالیا، درختان Quercus، Acer، Tilia و دیگر گونه ها استفاده می شوند. در صورتی که گونه ها به طور کامل یکنواخت نباشند، مشاهدات با استفاده از گونه های مختلف

دیگر درختان میسر است. در هنگام انتخاب درختان مناسب، در نظر گرفتن وضعیت آسیب به پوست و همچنین شیب تنه (باید $>10\%$ باشد) و محیط (حداقل 70 سانتی متر) لازم است.

علامت گذاری های متناوب در همه گونه های گل‌سنگ حاضر در شبکه (که به صورت هفتگی و ماهانه، و غیره صورت می گیرد) صورت می گیرند. یک مقدار فرکانس (F) برای هر گونه ذکر شده ارائه می شود و این مربوط به تعداد زیرواحدهای موجود در شبکه ای است که در آن وجود دارد (حداقل = 1، حداکثر 10). سپس IAP برای هر درخت و هر ایستگاه مورد محاسبه قرار می گیرد.

به منظور ایجاد یک نقشه کیفیت هوا، می توان برای مقادیر به دست آمده، نمودار ترسیم نمود. مقادیر IAP به پنج سطح کیفی گروه بندی می شوند که در جدول 1 ارائه شده است (Reinhaltung der Luft im Kommission).
(VDI und DIN، 1995).

بخشی اصلی مطالعات که در رابطه با کیفیت هوا در ایتالیا است، به طور عمده با آلودگی جوی در شهرک ها و شهرها یا در مناطق جغرافیایی بزرگتر سرو کار دارد، جایی که سایت های مختلف با تاثیرات مختلف مقایسه می شوند. از میان کارهای متعدد، به عنوان مثال، داده های جمع آوری شده در سایت های مختلف ایتالیا را نقل قول می کنیم: شهر ایسرنیا (Manuppella و Carlomagno، 1990)؛ استان پوتنزا (Lo Porto و همکاران، 1992)؛ شهرهای تریسته (Nimis، 1985)، یدین (Nimis، 1986)، Pistoia (Loppi et al.، 1992b)، Siena (Monaci و همکاران، 1997)، Montecatini Terme (Loppi و همکاران، 1997)، Trento (Gottardini et al.، 1997)، و لا اسپتیا (Nimis et al.، 1990، Palmieri et al.، 1997)؛ منطقه ونتو (Nimis و همکاران، 1991)؛ وال دل سوزا در منطقه پیدمونت (Piervittori، 1998)؛ شهر ترامو (Loppi و همکاران، 1998b)، مناطق آتشفشانی ایتالیا (Grasso et al.، 1999)؛ شهرستان پابوئا (Brusoni و همکاران، 1997) و استان ویتروبو (Bartoli و همکاران، 1997).

سیلاقی و نیمیس (1997)، میزان همبستگی بالا بین سرطان ریه و تنوع زیستی گل‌سنگ ها، در نتیجه آلودگی جوی را گزارش داده اند.

جدول 1. سطوح کیفی شاخص خلوص جوی (IAP)

سطح بسیار بالایی از آلودگی	$0 \leq IAP \leq 12.5$	سطح A
سطح بالایی از آلودگی	$12.5 < IAP \leq 25$	سطح B
سطح متوسط آلودگی	$25 < IAP \leq 37.5$	سطح C
سطح پایینی از آلودگی	$37.5 < IAP \leq 50$	سطح D
سطح بسیار پایینی از آلودگی	$IAP > 50$	سطح E

این نتیجه گیری ها بر اساس هزاران مشاهدات انجام شده در 662 سایت در منطقه ونتو (شمال ایتالیا) هستند. این سطوح همبستگی بالا برای آلودگی های رایج تر جوی مانند SO_2 ، NO_3 ، گرد و غبار و SO_4^{2-} یافت شده است که به ترتیب برابرست با $r_2 = 0.93$ ، 0.87 ، 0.86 و 0.85 : $P < 0.01$ در همه موارد. از گونه های متعددی که وجود دارند (Nimis and Tretiach, 1995)، *Physcia tenella* یکی از رایج ترین ها در ایتالیا است، که بیشتر از همه در مناطق کوهستانی یافت می شود. این یک گونه است که به عنوان گونه تحمل کننده-سم در نظر گرفته می شود، حتی با این که کارشناسان در مورد حساسیت آن به دی اکسید گوگرد، اختلاف نظر دارند. در محیط های شهری و یا مناطق کشت شده، یافتن گونه های مقاوم به سموم - که از دیدگاه گیاه شناسی - به رده گل‌سنگ *Xanthorion parietinae* (Nimis, 1987) تعلق دارند، ممکن است. گونه های مقاوم تر به سموم شامل *Pheophyscia orbicularis* و *Candelaria concolor* می باشند؛ این گونه دوم ذکر شده، در محدوده بیابان گل‌سنگی دیده می شود.

گونه های مختلف گل‌سنگ به شیوه های مختلف به آلاینده های مختلف واکنش نشان می دهند و نویسندگان مختلف، لیست هایی را ارائه داده اند که با توجه به حساسیت، آنها را طبقه بندی کرده اند (Nimis and Tretiach, 1995). طبقه بندی گونه های گل‌سنگ، یکی از موضوعات مورد بحث در نوشته های مختلف این موضوع است. به طور خاص، حساسیت به SO_2 ، عامل اصلی برای اکثر طبقه بندی ها است. اما چندین نویسنده، طبقه بندی را بر مبنای یک مقیاس مشخصات نیمه-کمیتی پیشنهاد نموده اند (Wirth, 1991). در حالی که دیگران، گونه های گل‌سنگ را مطابق با حساسیت SO_2 روی یک مقیاس طبقه بندی کرده اند که پوست های "اسید" و "دارای تغذیه مناسب" را متمایز می کند (Hawksworth و Rose, 1970).

روش مذکور آخر، که اساساً کیفی است، درجه آلودگی اتمسفری متغیر اعم از 10 (هوای خالص با آلودگی صفر) تا 0 (قوی ترین آلودگی) را به عنوان یک تابع از سطوح SO₂ در نظر می گیرد. هر سطح توسط گل‌سنگ های افی فیتیک (گیاهی که بر روی گیاه دیگری می روید) از دامنه اکولوژیکی گسترده که در جوامع مختلف مطابق با خصوصیت اسیدی یا قلیایی پوست درخت گروه بندی می شوند، تعریف می شود. این روش، به دلیل سرعت و حساسیت آن، می تواند برای نقشه برداری شاخص های آلودگی در مناطق وسیع جغرافیایی، همچنین براساس مقادیر مطلق به کار برده شود، به شرطی که گیاه گل‌سنگ، قابل مقایسه با آنچه که برای مطالعه مرجع اصلی در بریتانیا استفاده می شود، باشد. یک اشکال جزئی این روش این است که شناخت 80 گونه گل‌سنگ مورد نیاز است (Deruelle, 1978).

Haluwyn Van و Lerond (1986)، یک روش کیفی مبتنی بر گل‌سنگ شناسی را پیشنهاد دادند. نویسندگان، استفاده از یک مقیاس 7-سطح (که با حروف A تا G نشان داده می شود) را پیشنهاد داده اند که براساس گونه های به راحتی قابل تشخیص تعریف می شوند. طبق این روش، حروف A تا E اشاره می کنند به مناطق به شدت آلوده شده و حروف F و G اشاره می کنند به مناطق کمتر آلوده. مطالعات انجام شده در شمال فرانسه نشان داد که این دو گروه از نواحی، به سطوح SO₂ بالاتر و کمتر از 30 میکروگرم / متر مکعب مربوط می شوند. با توجه به این روش، حتی حضور یک گونه تک می تواند برای توصیف یک منطقه کافی باشد. یکی از مزایای عمده این روش این است که آن را به طور مستقیم فقط با سطوح SO₂ مرتبط نیست، بلکه بر اساس ظرفیت پاسخ کلی جوامع اپی فیتیک جوامع اپی فیتیک می باشد (Lerond و همکاران، 1996).

روش IAP، پذیرفته شده ترین روش رایج در ایتالیا است. علیرغم اطلاعات کمی که می توان تامین کند، این روش همچنین برخی از معایب را ارائه می دهد، که در درجه اول در میان آنها این واقعیت وجود دارد که یک دانش عمیق از گل سنگ ها ضروری است و این که به یک گروه خاص از آلاینده های زیست محیطی اشاره می کند (Amman و همکاران، 1987).

یکی دیگر از روش های کمی، شاخص تحمل قطبی (IP) پیشنهاد شده توسط Trass (1973) است که بعداً توسط Deruelle (1978) بررسی شد. این روش، که در استونی توسعه یافته و به کار برده شده است، استنتاج یک

نقشه بر اساس یک شاخص ریاضی را میسر می سازد، که به نوبه خود، پس از مشاهده انجام شده در شرایط از پیش تعریف شده به دست می آید. این روش، درختان از سن و گونه های مختلف را در نظر می گیرد. هر مشاهده با در نظر گرفتن منطقه پوست درخت که تحت پوشش گلستگ ها قرار گرفته و مربوط به یک مقیاس مرجع درجه بندی شده از 1 تا 10 بر اساس درصد سطح پوشش داده شده است، انجام می شود. در واقع، هر نوع گونه طبق IP، به صورت زیر محاسبه می شود:

$$IP = \sum_{i=1}^n a_i \times c_i / C_i$$

جایی که n، تعداد گونه های در نظر گرفته شده، a_i ، میزان تحمل هر گونه، c_i ، سطح همبستگی پوشش و C_i ، درجه کلی پوشش همه گونه ها را به صورت کلی نشان می دهد.

طبق این روش، مقدار IP برابر با 10 به یک منطقه بیابان گلستگ اشاره می کند، در حالی که وضعیت نرمال، متناظر با سطح 1-4 است. IP همچنین می تواند با سطوح SO2 مرتبط باشد، جایی که یک IP برابر با 1-2، مربوط به صفر SO2 و یک IP 10 برای غلظت SO2 بیشتر از 300 میکروگرم بر متر مکعب می باشد.

Deruelle (1978)، Haluwyn Van و Lerond (1988)، Lerond و همکاران. (1996) به طور انتقادی مزایا و معایب عمده روش های کمی و کیفی ذکر شده بالا را مرور نمودند. دو روش کیفی نیز توسط خلیل و آستا (1998) در یک مطالعه فرانسوی با در نظر گرفتن کولونی سازی دوباره توسط گلستگ های حساس به آلودگی در منطقه لیون مقایسه شده است.

بعضی از نویسندگان (Insarov et al.، 1999) یک روش شناسی برای تغییرات اقلیمی نظارت زیستی را با اندازه گیری جوامع گلستگ سنگ های آهکی و برای تعیین شاخص تشخیص روند به منظور تایید مجموع کل گونه های گلستگ پیشنهاد نموده اند که امکان تغییر ضرایب کاربردی در جوامع گلستگ که به تغییرات دمای سالانه تا 0.8 درجه سانتیگراد حساس هستند، فراهم می کند. این کاربرد از اهمیت زیادی برخوردار است، زیرا بالاتر از همه، پیش بینی های واقع گرایانه برای گرمایش جهانی سیاره باید تا پایان قرن 22م در محدوده 2.5 درجه باشد.

4.2 استفاده از گلسنگ های بومی و روش پیوند (روش B)

در مناطقی که گلسنگ ها توسط آلاینده ها کشته نمی شوند، انجام مطالعات نظارت زیستی از طریق تجزیه و تحلیل مستقیم آلاینده ها در بدنه ممکن است. روش B، که شامل پیوند بدنه گلسنگ می باشد، دارای این مزیت بسیار خوب است که حتی در مناطق `` بیابان گلسنگ `` کاربرد دارد (در مناطقی که به علت سطوح آلودگی بالا، برای بقای گلسنگ مناسب نیستند) و یا در مناطقی که در آنها هیچ لایه مناسبی وجود ندارد، قابل استفاده است.

بدنه گلسنگ مورد استفاده از پوست درخت در نواحی دارای آلودگی کمتر گرفته می شود و سپس به سطوح مناسب (مانند چوب پنبه) تثبیت می شود و در مناطق نظارت قرار می گیرد که در آن، نمونه ها به صورت دوره ای به منظور ارزیابی سلامت بدنه و درجه آسیب آنها برده می شوند. آسیب گلسنگ به عنوان یک درصد از سطح فاسد گلسنگ بیان می شود.

مشکل اصلی این روش در ارائه یک تفسیر معتبر از درصدهای آسیب بدنه پیوندی است. روش هایی وجود دارند که امکان تشخیص مناطق فاسدشده را میسر می کنند و آنها را بر روی عکس هایی از بدنه گلسنگ تعریف می کنند. یک حاشیه خطای معین، به دلیل تفسیر ذهنی از تصاویر، نیز برای این روش اجرایی یافت شده است. برآورد زیاد یا دست کم گرفتن موجود در این روش از طریق استفاده از آزمون های آماری (w_2 , t دانشجو) قابل اصلاح می باشد.

روش پیوند نیز در مطالعات تجمع زیستی کلاسیک که آلاینده ها در بافت را تحلیل می کنند، استفاده می شود. کارهای متعدد در مورد این روش، با عناصر کمیاب و به ویژه، ذخیره سازی زیستی، جذب، حفظ، موقعیت یابی و انتشار، تحمل و سمیت سرو کار دارند (جیمز، 1973؛ Nieboer و همکاران، 1978؛ Burtonet، 1981؛ براون و Becket، 1984؛ Burton، 1986؛ نش و ویث، 1988؛ Puckett، 1988؛ ریچاردسون، 1988، 1992، 1995، نوش، 1989؛ براون، 1991؛ Derwell، 1992؛ Garty، 1992، 1993؛ Sloof، 1995؛ Bargagli و همکاران، 1997؛ Garty و همکاران، 1997، 1998؛ بنیت و Wetmore، 1999؛ Freitas و همکاران، 1999).

4.3 فلزات سنگین

انباشت فلزات در گیاهان به عوامل زیادی بستگی دارد مانند در دسترس بودن عناصر؛ مشخصات گیاهان، مانند گونه ها، سن، وضعیت سلامت، نوع تولید مثل و غیره. و دیگر پارامترها مانند دما، رطوبت موجود، خصوصیات زیرلایه و غیره (بیکر، 1983). از طریق رسوب طبیعی و غیر مستقیم (مخفی)، آلاینده ها بر روی گل‌سنگ ها تجمع می کنند. این رسوب شامل غبار، شبنم، رسوب گذاری خشک و جذب گاز می باشد (Knops و همکاران، 1991). رسوب غیر مستقیم در شرایط بسیار پایدار جوی رخ می دهد و شامل غلظت های مقوی و آلاینده بالا در مقادیر مختلف در مقایسه با رسوب طبیعی می باشد (نش و گریز، 1995).

به طور کلی، با توجه به جذب فلزات در گل‌سنگ ها، سه ساز و کار مطرح شده است (ریچاردسون، 1995):

1. جذب داخل سلولی از طریق یک فرایند مبادله؛

2. تجمع داخل سلولی؛ و

3 به دام افتادن ذرات حاوی فلزات.

بسیاری از متخصصان تلاش کرده اند تا دانش خود در مورد این فرآیند پیوند- یعنی، فعل و انفعال بین گل‌سنگ و فلز - را با استفاده از تکنیک های تحلیلی مختلف از قبیل رزونانس مغناطیسی هسته، رزونانس پارامغناطیس الکترونی و لومینسانس ارتقا دهند. با این حال، باید توجه داشت که دانش در مورد درک فرایند کلی مسئول جذب و تجمع فلز در گل‌سنگ ها همچنان کم است. یک رویکرد جدید اخیراً آزمایش شده است (Antonelli و همکاران، 1998)، که در آن، متابولیسم فلز - گل‌سنگ با استفاده از تکنیک های میکروکالری متری با هدف کسب داده های اندازه گیری آنتالپی مطالعه شده است. برای انجام این آزمایشات و پردازش داده های میکروکالری متری، ترکیب فلزی-گل‌سنگ به عنوان یک عامل هماهنگ کننده کلی در نظر گرفته می شود، زیرا در این زمان امکان پذیر نیست که بدانیم کدام مولکول خاص مسئول هماهنگی با فلز می باشد. با در نظر گرفتن این ثابت به سمت تعادل و روند آنتالپی برای *Evernia prunastri*، روند زیر یافت شده است: $Pb \gg Zn > Cd \approx Cu \approx Cr$ ؛ که نشان دهنده یک رابطه خوب بین پیوند فلزی و مقادیر آنتالپی در فرایند جذب (جذب فلز) می باشد.

همچنین گلسنگ ها، تجمع کننده های زیستی عالی عناصر کمیاب هستند، زیرا غلظت های موجود در بدنه آنها به طور مستقیم با غلظت های آنها در محیط زیست مرتبط است (Andersen et al., 1978, Herzig و همکاران، 1989؛ Sloof and Wolterbeek، 1991، Herzig، 1993؛ Bari و همکاران، 1998).

مطالعات انجام شده از *Evernia prunastri* پیوند داده شده، این واقعیت را برجسته نمود که ظرفیت انباشت Pb (سرب) بیان شده به صورت رابطه بین غلظت در آخرین نمونه و مقدار غلظت اولیه، 10.2 در سایت Fontainbleau (فرانسه)، 3.7 برای سایت Wuirzburg (آلمان؛ اروگوئه، 1992) و 4.4 برای شهر رم (ایتالیا؛ بارتولی و همکاران، 1994) است.

در ایتالیا، مطالعات نظارت زیستی مختلف انجام شده با استفاده از گلسنگ ها نشان داده است که با وجود عرضه بنزین بدون سرب، سرب هنوز بسیار گسترده است. این نشان می دهد که سطوح بالایی از این فلز هنوز با ترافیک وسائط نقلیه (Cardarelli و همکاران، 1993؛ Deruelle، 1996؛ Monaci و همکاران، 1997) آزاد می شود (و / یا مجدداً تعلیق می شود). به نظر می رسد که ترافیک وسائط نقلیه، منبع اصلی کروم، کربن و سرب جو در مناطق مرکزی ایتالیا می باشد (Loppi et al., 1998b).

فاکتورهای کلیدی احتمالاً نقش مهمی در تجمع زیستی فلزات سنگین ایفا می کنند، حتی با این که هنوز این نقش، مشخص نیست. جهت حمل و نقل آلاینده ها توسط باد مطمئناً در تعیین نقاط اصلی ریزش آنها، امری بنیادی است. نیمیس و همکاران (1989)، آلودگی ناشی از یک قطب صنعتی (شمال ایتالیا) را با مقدار آن در یک مرکز کشاورزی راه دور که در جهت باد واقع شده است مرتبط دانسته اند.

به خوبی مشخص شده است که محتوای فلز سنگین در بدنه گلسنگ در طول زمان در مراحل تجمع و انتشار بعد از آن تغییر می کند. علت این اختلافات ممکن است در بروز پدیده باران اسیدی نهفته باشد. Derwell (1992) نشان می دهد که انتشار متناوب سرب Pb که در گلسنگ ها رخ می دهد ممکن است به شستشوی ناشی از بارندگی اسیدی وابسته باشد. در واقع، آزمایشات آزمایشگاهی نشان می دهند که شستشو در pH 7 رخ نمی دهد (Nimis et al., 1989). فلزات سنگین، در هر مورد، روی از دست دادن آب در بدنه گلسنگ تاثیر می گذارند، و اثر تجمعی

Pb، Cu و Zn در از دست دادن آب، پس از جذب یک ترکیب از فلزات در محلول، در آزمایشگاه (Chettri و Sawidis، 1997) مشاهده شده است.

به نظر می رسد که ارتفاع، نقش مهمی در غلظت های سرب و Cd را داشته باشد، همان طور که در *Hypogymnia physodes* مورد مطالعه قرار گرفته است (Kral et al.، 1989). به طور خاص، با افزایش ارتفاع، غلظت سرب به صورت خطی افزایش می یابد. در حالی که Cd به همین شیوه تا ارتفاعات 900 - 1100 متر افزایش می یابد. برای ارتفاعات بالاتر، غلظت های کادمیم، یک روند کاهشی را دنبال می کنند. علاوه بر این، با توجه به ظرفیت تحمل بالای آن، *Hyzogymnia physodes* یکی از مناسب ترین شاخص های زیستی در مطالعه تجمع زیستی عناصر کمیاب (Jeran و همکاران، 1996) است.

به طور کلی، تجمع بیشتر فلزات سنگین در بدنه که بعد از دوره تابستان مشخص شد، ممکن است ناشی از هیدراتاسیون (آبگیری) فزاینده باشد که از بارش فصل پاییز حاصل می شود (Nieboer et al.، 1978). در اقلیم های دریای مدیترانه، محتوای عنصر کمیاب در گلسنگ ها (بدون شستشو)، به شدت تحت تاثیر آلودگی گرد و غبار (Loppi و همکاران، 1997a) قرار دارد. با وجود سطوح همبستگی بالای آلومینیوم، آهن و Ti در *Par-melia sulcata* و همکاران (1999)، هیچ همبستگی خطی برای این عناصر با سطوح غلظت آنها در خاک را نیافت. این امر منجر به این فرض می شود که آلودگی از طریق گرد و غبار بسیار متغیر می باشد و احتمالاً به مشخصات محلی سایت های مورد مطالعه بستگی دارد.

Cd به طور خاص برای گونه های مختلف گلسنگ، سمی در نظر گرفته می شود (Nieboer و همکاران، 1979؛ بکت و براون، 1984). فواصل تغلیظ به ترتیب 1.26 - 5.05 و 6.40 - 1.56 میکروگرم بر گرم برای *A. ciliaris* و *L. pulmonaria* یافت شده است. این مقادیر (با توجه به مقادیر میانگین)، نزدیک به ظهور علائم مسمومیت در نظر گرفته می شوند. علاوه بر این، Cd همبستگی منفی بالایی با پروتئین و کاهش میزان قند دارد (ریگا-کاراندینوز و کاراندینوس، 1998).

گل‌سنگ‌ها از گونه‌های *Usnea* برای ارزیابی الگوهای رسوب فلز سنگین در قطب جنوب استفاده شده‌اند (Poblet et al. 1997). فعالیت‌های انجام شده در ایستگاه‌های علمی کاربردی می‌توانند منابع بالقوه آلودگی باشند و به چرخش فلزات کمیاب در این سایت کمک می‌کنند. ارتباط بین غلظت‌های کاتیونی در گل‌سنگ‌ها، همان‌طور که برای *Cladonia portentosa* نشان داده شده است، می‌تواند به عنوان شاخص بارندگی اسیدی مورد استفاده قرار گیرد. به‌طور خاص، نسبت K^+/Mg^{++} و Mg^{++} (خارج سلولی) / Mg^{++} (درون سلولی) در نوک گل‌سنگ‌ها به شدت با غلظت‌های H^+ در بارش مرتبط است. غلظت‌های بالای H^+ که در باران اسیدی یافت می‌شوند باعث افزایش‌ها در Mg^{++} خارج سلولی می‌شوند. به‌طور کلی، تغییر در غلظت Mg^{++} در گل‌سنگ‌ها را می‌توان به عنوان شاخص خوبی برای بارندگی اسیدی در نظر گرفت (Hyvarinen و Crit-tenden, 1996).

رسوبات رطوبت-اسید حاوی فلزات سنگین می‌توانند به‌طور قابل توجهی بقای گل‌سنگ‌ها در مناطق جغرافیایی تحت تاثیر قرار گرفته را کاهش دهند. در گل‌سنگ‌های (*Bryoria fuscescens*) در معرض بارش اسیدی شبیه سازی شده حاوی دو سطح Cu^{++} و Ni^{++} و یا در ترکیب با باران اسیدی (H_2SO_4) در pH 3 به مدت 2 ماه علاوه بر بارندگی‌های محیطی، مشاهده شد که اجزای جلبک و قارچ به روش‌های مختلفی به سطوح pH پاسخ می‌دهند و آنها دارای فعل و انفعال خاصی هستند که به سمیت فلزات مرتبط است. به‌طور خاص، جزء جلبک حساس‌تر به باران اسیدی و ترکیب فلزات سنگین است و در نتیجه، مقدار بیشتری از سلول‌های خراب شده را ایجاد می‌کند که باعث تغییرات چشمگیر در نفوذپذیری غشائی می‌شود. غلظت‌های بحرانی فلزات سنگین در بدنه جلبک بیش از 50 میکروگرم بر گرم برای Cu و بیش از 7 میکروگرم بر گرم برای Ni در حضور اسیدیته و بیش از 20 میکروگرم بر گرم برای Ni در غیاب اسیدیته بود (Tarhanen, 1998; Tarhanen et al. 1999).

یکی دیگر از جدیدترین حوزه‌های کاربرد توسعه یافته برای نظارت زیستی با گل‌سنگ‌ها، آلودگی داخلی و به ویژه تجزیه و تحلیل ذرات هوا می‌باشد. راس باخ و همکاران (1999)، یک نسبت بالا بین غلظت‌های کروم، Zn و Fe در

نمونه های ذرات هوا که از سیستم های تهویه هوا در هتل های مختلف در شهرهای مختلف و در گونه های *Usnea* گرفته شده بود، یافتند. نمونه ها در محیط های تهویه شده یافت شده بودند.

جدول 2 برخی از داده های کتاب شناختی مربوط به تجمع زیستی فلز سنگین روی گلسنگ ها را گزارش می دهد. برای بیش از 20 سال، گلسنگ ها به عنوان شاخص های زیستی و / یا ناظرهای زیستی در ارزیابی های کیفیت محیط زیست برای واقعیت های صنایع مانند ریخته گری آهن و گیاهان تولیدکننده کود (Kauppi, 1976؛ Laaksovirta and Olk-konen, 1977؛ Palomaki et al., 1992)؛ کارخانه فولاد و ریخته گری ریون (Pilegaard, 1978, 1979؛ Pilegaard و همکاران, 1979)؛ کارخانه های استخراج نفت (Addison and Puckett, 1980)؛ سایت های آلوده شده توسط صنعت پتروشیمی (Pakarinen et al., 1983)؛ مناطق اطراف صنایع روی (de Bruin و Hackenitz, 1986)؛ حوزه های اطراف صنایع نیکل (Nieboer و همکاران, 1972)؛ نیروگاه های زغال سنگ (Olmez و همکاران, 1985؛ Garty, 1987؛ Freitas, 1994)؛ نیروگاه های صنعتی در مناطق صنعتی با تراکم بالا (Gonza-lez and Pignata, 1997) مورد استفاده قرار گرفته اند. گارتی و همکاران (1997)، در مطالعه ای از کارخانه احتراق نفت سنگین در جنوب غربی اسرائیل (منطقه اشدود)، با استفاده از پیوند گلسنگ های اپی فیتیک دارای میوه (*Falaria duriaei*)، غلظت های بالای S, V و Ni در بدنه را یافتند که مرتبط با منطقه صنعتی بود. این مقادیر می تواند مربوط به اندازه گیری های زیست محیطی SO_2 و V باشد که در همان منطقه صورت گرفته است. علاوه بر این، نسبت V / Ni بالا در گلسنگ ها ممکن است یک نشانگر (شاخص) آلاینده در منطقه باشد که ناشی از کارخانه های احتراق نفت سنگین است. همان نویسندگان (Garty و همکاران, 1998a)، یک پتانسیل تجمع زیستی Pb, V, Ni, Zn و Cu را در همان محل در *Ramalina lacera* یافتند.

گلسنگ ها برای مطالعه انتشار های گرد و غبار مسی از معادن نیز استفاده می شوند. *Ramalina fastigiata* به عنوان یک شاخص زیستی تاثیر یک معدن زغال سنگ در پرتغال مورد استفاده قرار گرفته است. غلظت آستانه داخل سلولی Cu ، که بالاتر از این غلظت، مهار کل دستگاه فتوشیمیایی رخ می دهد، تقریباً 2.0 میکرومول بر گرم (Branquinho et al., 1999) می باشد. *Neophuscelia pulla* و *Xanthoparmelia tar-actica* برای

مطالعه تجمع زیستی فلزات سنگین در معادن مس رهاشده در یونان مورد استفاده قرار گرفتند، که در آنها، همبستگی معنادار ($P < 0.05$) بین محتوای مس در خاک و بدنه گل‌سنگ یافت شد (Chettri et al., 1997). *Hypogymnia physodes* به عنوان یک نشانگر زیستی حضور جیوه و متیل جیوه در مناطق استخراج فلزات در یک سایت در اسلوونی استفاده شده است، جایی که ظرفیت های تجمع زیستی بسیار عالی آن (Lupsina et al., 1992) تایید شده است. ریگا-کارندینوس و کاراندینوس (1998)، سه گونه گل‌سنگ بومی (*Anaptychia lobaria plemonaria*، *ciliaris* و *Ramalinafarinacea*) را به طور مستقیم از 22 سایت توزیع شده روی یک منطقه با مساحت 250 کیلومتر مربع در *Peloponnesus*، یونان، که در آن یک نیروگاه با سوخت زغال سنگ وجود دارد، گرفتند. در آنجا، آنها سطوح Cd را یافتند که نزدیک به سطوح سمیت برای گل‌سنگ ها (به ترتیب 3.09، 3.42 و 3.80 میکروگرم بر گرم) و سطوح پایین تر از سمی برای Pb (به ترتیب 8.60، 9.76 و 11.18 میکروگرم بر گرم) بود.

گل‌سنگ ها، شاخص های زیستی بسیار عالی آلودگی جوی از ایستگاه های توان ژئوترمال و به خصوص، از آلاینده های مرتبط با این پدیده، مانند جیوه (Bargagli و Bar-ghigiani، 1991)، بور (Koranda، 1980)، رادون (Mat-thews، 1981) و سایر فلزات (کانر، 1979) هستند. چندین نویسنده (Loppi، 1996؛ Loppi و همکاران، 1998a)، داده هایی در مورد آلودگی جوی از ایستگاه های توان ژئوترمال در مرکز ایتالیا را با استفاده از روش نقشه برداری از جوامع گل‌سنگ ارائه داده اند، جایی که آنها مقادیر حداقل IAP را در فاصله 500 متر از نیروگاه و افزایش های تدریجی در فرکانس را همراه با افزایش ها در فاصله از خود نیروگاه ها یافتند. آلاینده هایی که به طور معمول با فعالیت ژئوترمال مرتبط می شوند عبارتند از: Hg, B, As و H₂S (Loppi، 1996؛ Loppi and Bargagli، 1996). با این وجود روشن نیست که آیا افت در غنای گونه ها در مناطق نزدیک به نیروگاه های ژئوترمال، ناشی از عمل یک آلاینده تک است یا اثرات ترکیبی از سوی تمام آلاینده ها. در هر مورد، نویسنده معتقد است که بدترین آسیب به بدنه گل‌سنگ ناشی از H₂S است که یک گاز بسیار سمی است (Beauchamp و

همکاران، 1984) و به طور مداوم در سطوح بالا به صورت یک آلودگی محلی در مناطق پیرامون نیروگاه های ژئوترمال وجود دارد.

مطالعات مختلف، عوامل همبستگی بین آسیب کلروفیل و غلظت های عناصر مختلف در گلسنگ ها را مشخص کرده اند.

جدول 2. مراجع منتخب از فلزات سنگین (وزن خشک میکرو گرم بر گرم) مطالعه شده بر گونه های گلسنگ از

نواحی مختلف جغرافیایی (مقادیر میانگین و گستره های غلظت ها) a

مراجع	یادداشت	محل	گونه ها
	مساحت 250 کیلومتر مربعی از Peloponnesus که در آن نیروگاه با سوخت لیگنیت واقع شده است (RM)	یونان جنوبی	
	Idem c.s.	یونان جنوبی	
	Idem c.s.	یونان جنوبی	
	SC	اسرائیل	
	AC	اسرائیل	
	مناطق شهری (U)، روستایی (R) و حومه (SU) که 4.5 – 24.5 کیلومتر از یک نیروگاه قرار دارند	اسرائیل	
	SC	HaZorea (اسرائیل شمالی)	
	منطقه شهری – صنعتی منطقه حومه منطقه روستایی	اسرائیل	
	جنوب غربی (AC)	اسرائیل	
	مساحت 300 کیلومتر مربع از این انتقال حلقوی بزرگ (AC)	ر م	
	منطقه شهری	برن (سوئیس)	
	منطقه شهری	بیل, Champagne Allee (سوئیس)	
	منطقه حومه	Lauenen (نزدیک Gstaad, سوئیس)	
	SC	Tuscany (استان های Seinal, Grosseto) (RM)	
	228 سایت در امتداد ساحل آتلانتیک و داخل کشور	پرتغال	
	مناطق اطراف یک صنایع برنج	روستایی Gusum (سوئد)	
	منطقه شهری	برن (سوئیس)	

کانادا)		
منطقه Sudbury (انتاریو شمالی، کانادا)	مناطق اطراف یک صنایع مس	
دره مککنزی (انتاریو، کانادا)	جنگل Boreal	
ناحیه Sede Boquer (بیابان Negev، اسرائیل)	در این ناحیه، هیچ صنعتی وجود ندارد، می توانیم فرض کنیم که فلزات سنگین به طور جزئی از ترافیک ماشین حاصل می شود	
ناحیه Sede Boquer	Idem c.s.	
(بیابان Negev، اسرائیل)	Idem c.s.	
ناحیه Sede Boquer	Idem c.s.	
(بیابان Negev، اسرائیل)	Idem c.s.	

a T, پیوند یافته؛ N، بومی ها؛ AC، منطقه آلوده شده؛ SC، سایت کنترل؛ n.d.، قابل تشخیص نیست؛ RM، ماده

مرجع مورد استفاده

گارتی و همکاران (1998a) دریافتند که یکپارچگی کلروفیل به طور معکوس با غلظت های Cr، Fe، Mn، Ni، Pb و B همبستگی دارد. هرچند دارای همبستگی مثبت با انسجام Chlorophyll است (Kauppi، 1976؛ Garty et al.، 1998a). در مطالعه ای از نمونه های *Cladina stellaris* که در یک منطقه نزدیک به یک کارخانه کود در فینال پیوند زده شدند، Kauppi (1976) دریافت که غلظت های بالای K در گلسنگ ها مرتبط با افزایش ها در محتوای کلروفیل و به ویژه نسبت کلروفیل a / کلروفیل b هستند.

گارتی و همکاران (1998a)، تفاوت های ضریب تقریباً 2 در رسانایی الکتریکی در گلسنگ ها را از مناطق آلوده شده صنعتی (اسرائیل) در مقایسه با گلسنگ ها از مکان های روستایی یافتند. این نشان دهنده یک فرایند صدمه به غشاء سلول است. یکپارچگی غشا عمدتاً با حضور کلسیم (بکت و براون، 1984) مرتبط است که یک ماده بسیار مغذی است و دارای خواص نظارتی در محل های مبادلات خارج سلولی روی سطح سطوح دیواره های سلول جلبک یا قارچ رشته اس و تبادلات داخل سلولی با پروتئین ها می باشد. غلظت های چندین عنصر (S، B، Al، Cr، Fe، Si، Ti و Zn) به طور مثبت با آسیب غشای سلولی برای R. duiaei (Garty et al.، 1998b) ارتباط مثبت دارد.

مطالعات مختلف گزارش داده اند که قرار گرفتن بدنه گلسنگ در معرض مواد شیمیایی در آزمایشگاه و استفاده از آزمایش های مواجهه با دود یا بخار، آسیب بعدی به غشاهای سلولی را نشان می دهد که متناظر با یک افزایش در

رسانایی الکتریکی آب ناشی از افت الکترولیت ها می باشد (Hart et al. 1981, Pearson and Henriskson).
1988؛ گارتی و همکاران، b1998). به طور کلی، از دست دادن K مربوط به آسیب غشای سلولی می باشد و به طور معکوس با رسانایی الکتریکی ارتباط دارد (Garty و همکاران، b1998؛ Tarhanen و همکاران، 1999). محدوده یکپارچگی غشای سلولی را می توان از طریق اندازه گیری رسانایی الکتریکی مورد ارزیابی قرار داد.

حوزه دیگر مطالعه استفاده از گلسنگ ها به عنوان ناظرهای زیستی در مناطق آتشفشانی (Grasso et al. 1999) و به ویژه انتشار جیوه می باشد. در جزایر هاوایی، Hg، در بازه 59 - 8 میکروگرم بر گرم مشخص شده است، به این معنی که تجمع زیستی در مناطقی که به شدت تحت تاثیر فعالیت های آتشفشانی قرار دارند (Davies and Notcutt, 1996) به طور گسترده تر توزیع شده است.

یک مسئله مهم - که به تعیین عناصر کمیاب مرتبط می شود - کنترل کیفیت روش های تحلیلی و نیز راهبردهای نمونه گیری و پرداخت نمونه ها می باشد (Wolterbeek and Bode, 1995). در چند سال گذشته، 2000 مقاله در مورد تجزیه و تحلیل گلسنگ ها منتشر شده است. تغییرات بالای داده ها نه تنها ناشی از توزیع متفاوت الگوهای آلودگی، بلکه ممکن است ناشی از خطاهای احتمالی در تجزیه و تحلیل باشد. در این راستا، کمیسیون اروپا، با استفاده از استانداردهای خود، برنامه اندازه گیری و آزمون، یک ماده جدید مرجع گواهی شده (CRM) گلسنگ (482 CRM) را برای تعیین و حذف منابع عمده خطا در تحلیل گلسنگ ها (Quevauviller et al. 1996) توسعه داده است. علاوه بر این، آژانس بین المللی انرژی اتمی (IAEA) به تازگی یک مطالعه بین آزمایشگاهی با کشورهای در حال توسعه در مورد ماده مرجع گلسنگ IAEA 336 (Smodis and Parr, 1999) آغاز کرده است. لازم به ذکر است که در هنگام مقایسه گلسنگ ها از مناطق مختلف جغرافیایی، مشکل روش های پیش نمونه گیری و جمع آوری نمونه و نیز استانداردسازی روش های تحلیلی از اهمیت بنیادی بالاتر از همه چیز برخوردار است (Puckett, 1988؛ Jackson et al. 1993). نوشته ها حاوی اطلاعات کمتری نسبت به تکنیک های شستشوی گلسنگ ها هستند. استراتژی های مختلف شستشوی گلسنگ می توانند تغییرات مرتبط در محتوای فلز یا گوگرد

(Wadleigh و Blake، 1999) یا در فلوریدها (Palomaki و همکاران، 1992)، در برابر نمونه های شسته نشده را ایجاد نمایند.

علاوه بر این، تحولات عظیم در فنون تحلیلی (طیف سنجی جذب اتمی، ICP-AES، فعال سازی نوترون و غیره) باید در نظر گرفته شود. این تحولات در چند دهه گذشته، محدودیت های تشخیص ابزار را به طور قابل توجهی بهبود داده است که تجزیه و تحلیل های به طور فزاینده دقیق را میسر ساخته است و منابع احتمالی خطا را حذف نموده است. هنگام تعیین عناصر کمیاب در گلسنگ ها، برخی از کاربردهای تحلیلی جالب، مانند استفاده از رادیونوکلئیدهای دارای عمر کوتاه در فعال سازی نوترون (Grass و همکاران، 1994) و طیف سنجی فلورسانس اشعه ایکس (Caniglia et al. 1994، Richardson et al. 1995)، می توانند اطلاعات معتبر، به ویژه برای تعیین مواد مغذی (K و C)، یا فلزات کمیاب (Zn، Pb، Cu) و غیرفلزات (S) را تامین نمایند.

4.4 ترکیبات گوگرد

اثر ترکیبات گوگرد بر گلسنگ ها به طور گسترده مورد مطالعه قرار گرفته است. در واقع، بسیاری از مطالعات به طور کلی در مورد اثرات مواجهه گلسنگ ها با SO₂ (رائو و LeBlanc، 1966؛ Henriksson و پیرسون، 1981؛ فیلد، 1988؛ Balaguer و مانریک، 1991، Gries و همکاران، 1995) و یا با اثرات شبیه سازی شده باران اسیدی (اسکات و هاچینسون، 1987؛ هولوپاینن و کاپپی، 1989؛ سانز و همکاران، 1992؛ Tar-hanen، 1998) مرتبط هستند. سایر کارها با ضربان تنفس (Baddeley و همکاران، 1972)، فتوسنتز (Richardson و Packett، 1973؛ Kauppi، 1976؛ Lechowicz، 1982) و فلورسانس کلروفیل (Calatayud و همکاران، 1996، 1999؛ Deltoro و همکاران، 1999) سرو کار دارند. در بیشتر موارد، این مطالعات با هدف ارزیابی اثرات ترکیبات گوگرد بر فیزیولوژی بدنه گلسنگ و یا بر روی یکپارچگی کلروفیل فتووبایونت انجام شده اند.

تجزیه و تحلیل کلروفیل معمولاً با پیروی از روش پیشنهاد شده زیر توسط Ronen و Galun (1984) انجام شده است. فائوفیتین، یک محصول تخریب کلروفیل تخریب شده است. تغییر در نسبت کلروفیل - فائوفیتین نرمال، نشانه

ای از مشکلات در گل‌سنگ‌ها است. این روش، استخراج کلروفیل با استفاده از 5 میلی لیتر حلال (DMSO) را پیش بینی می‌کند. نسبت بین کلروفیل a و فائوفیتین a با استفاده از یک طیف سنج نوری (OD 435 nm / OD 415 nm) اندازه‌گیری می‌شود؛ و این به عنوان شاخصی مناسب برای اندازه‌گیری تاثیر غلظت‌های بالای SO₂ در گل‌سنگ‌ها یا برای ارزیابی اثرات آلودگی فلز سنگین در گل‌سنگ‌های پیوندیافته در نظر گرفته می‌شود (Garty, 1987). نسبت 1.4 نشان می‌دهد که کلروفیل، بدون تغییر است. هر گونه کاهش در این مقدار، نشان دهنده تخریب کلروفیل و پس از آن، تنش برای ارگانیزم می‌باشد (Gonzales, Boonpragob and Nash, 1991؛ Silberstein, and Pignata, 1994؛ Levin and Pignata, 1995؛ Gonzalez al., 1996؛ 1998؛ Ramalina et al., 1996). Kardish و همکاران (1987)، مقدار 1.44 را برای نسبت Chl / Ph برای *duriaei* در محل کنترل گزارش کردند، در حالی که برای یک سیات آلوده شده با سطوح بالایی از ترافیک خودرو، آنها مقدار 0.80 را پیدا کردند. به طور کلی، تغییر Chl / فائوفیتین یافت شده است، که اثر سمی یک ترکیب از آلاینده‌های گازی و غیرگازی را نشان می‌دهد.

محتوای سولفور توسط تبدیل عنصر سولفور به یون‌های SO₄²⁻ تعیین می‌شود، که از طریق روش تعلیق اسید با استفاده از کلرید باریم رخ می‌دهد (Gonzales and Pignata, 1994؛ که بر حسب وزن خشک میلی گرم بر گرم بیان می‌شود).

برخی از نویسندگان (Levin and Pignata, 1995؛ Gonzales et al., 1996؛ Carreras et al., 1998) گزارش داده‌اند که داده‌ها مربوط به تجمع گوگرد و به طور غیر مستقیم به دست آمده از نشانگر زیستی نشان داده است که تاثیر SO₂ از صنعت (Coárdoba, آرژانتین) نسبت به آنچه که از ترافیک خودرو حاصل می‌شود محدود است.

حساسیت به SO₂ و به سایر آلاینده‌های جوی به طور کلی، بر اساس گونه‌ها متفاوت است (Insarova et al., 1993). مطابق با مقیاس *Lobaria pulmonaria* (Hawksworth and Rose, 1976)، به عنوان یکی از حساس‌ترین گونه‌ها محسوب می‌شود: غلظت 30 میکروگرم بر مترمکعب برای متوسط غلظت‌های زمستانی SO₂.

درجه حساسیت بالای این گونه ها احتمالاً به علت حضور ایسیدیا است که یک ساختار رویشی روی سطح بالایی بدنه است و در تکثیر غیرجنسی نقش دارد. ایسیدیا، سطح جذب بدنه در هر واحد جرم را افزایش می دهد (ریگا-کارندیوین و کاراندینوس، 1998). بر خلاف آن، *Hypogymnia physodes* یک گونه است که به ویژه به SO_2 مقاوم است. در واقع، دیده شده است که مواجهه این گونه با H_2SO_4 در شرایط بسیار اسیدی، هیچ اثری تولید نمی کند (Garty و همکاران، 1995). *H. physodes* نیز در ناحیه اطراف یک کارخانه کود در فنلاند مورد استفاده قرار گرفته است، که در آنجا، سطوح گوگرد 3000 پی پی ام یافت شده است (Palomaki و همکاران، 1992). نمونه های فراساختاری معمول ناشی از فعالیت گوگرد روی سلول های فوتوبیونت در طی دو هفته اول پس از پیوند، بدون سطوح غلظت گوگرد بالا، دیده شده است.

یکی دیگر از حوزه های تحقیقاتی جالب توجه، محتوای گوگرد و ترکیب سولفور ایزوتوپها (Case and Krouse، 1980؛ Krouse and Case، 1981؛ Takala et al.، 1991) است. یک مطالعه اخیر (Wadleigh and Blake، 1999)، تنوع فضایی ترکیب ایزوتوپ گوگرد از 83 نمونه اپی فیتیک (*Alectoria sarmentosa*) را گزارش می دهد. این مطالعه، یک همبستگی مثبت بین ترکیب ایزوتوپ و منابع مختلف انتشار گوگرد در منطقه مورد مطالعه (جزیره نیوفاندلند، کانادا) را نشان می دهد. توجه به این حقیقت جالب است که گلسنگ ها به نمک های سولفور که از دریا می آیند نیز حساس هستند. در حقیقت دیده شده است که درجه غلظت گوگرد در گلسنگ ها کاهش یافته است، علاوه بر این آنها در مناطق ساحل تا مناطق داخلی جزیره دیده می شوند.

نقش قندها در فعل و انفعال قارچ-جلبک، در زیست شناسی گلسنگ بسیار مهم است. مواجهه مزمن گلسنگ ها با SO_2 ممکن است موجب تداخل در جریان این مواد مغذی به صورت کربوهیدرات ها شود و در نتیجه باعث ایجاد آسیب به موجود همزی می شود. SO_2 سبب افزایش قندهای در حال کاهش و کاهش قندهای در حال افزایش می شود. این اثر احتمالاً به دلیل یک تفکیک در پلی ساکاریدهایی است که در قندهای در حال کاهش غنی هستند. قندهای در حال کاهش به وسیله استخراج 10 میلی گرم بدنه گلسنگ با 1 میلی لیتر $d-H_2O$ و سانتریفوژ شدن در 2000 گرم برای 10 دقیقه در آمپول های اپندورف تعیین می شوند. مخلوطی از دو محلول (4 میلی لیتر؛ تارترات

پتاسیم سدیم و یک شاخص) به شناور اضافه می شوند و آمپول ها در دمای 100 درجه سانتیگراد برای 3 دقیقه در تریکی حمام داده می شوند. پس از دوره مناسب خنک سازی، جذب محلول در 660 نانومتر اندازه گیری می شود (ریگا کاراندینوز و کاراندینوس، 1998).

اندازه گیری های طیف سنجی انجام شده برای مطالعه تغییرات در پاسخ بازتاب طیفی بدنه گل‌سنگ، در مکان های آلوده و در محل های کنترل انجام شده است (Satterwhite و همکاران، 1985؛ Garty و همکاران، 1997). به عنوان یک قاعده، اسکن گل‌سنگ، همان طور که برای گیاهان بالاتر در مناطق غیر آلوده انجام شد، افت چشمگیر بین 600 تا 700 نانومتر (که مربوط به منطقه جذب کلروفیل است)، و افزایش خالص در بازتاب طیفی حدود 700 نانومتر (لبه قرمز) همراه با یک بازتاب مداوم و نسبتاً بالا در نزدیک مادون قرمز بین 700 تا 1100 نانومتر را نشان داد. فلات نزدیک مادون قرمز، نتیجه تفاوت ها بین شاخص های انکسار مختلف در اجزای داخلی بدنه (دیواره های سلولی، کلروپلاست، هوا، محتوای آب، و غیره) می باشد. در طیف ها گل‌سنگ های پیوندیافته به سایت های آلوده، لبه قرمز (700 نانومتر) بسیار کمتر ملموس است و فلات، بسیار کم ارتفاع است. این نشان دهنده یک وضعیت واضح تنش ارگانسیم است (Garty et al., 1997). در موارد کرانی، به عنوان مثال در گیاهانی که تحت سطوح تنش بالا قرار دارند یا قبلاً مرده هستند، این طیف، یک خط پیوسته که به طور تدریجی بالا می رود را نشان می دهد.

پروتئین های غشایی ممکن است با حضور SO₂ آسیب ببینند که ممکن است سبب کاهش بیوسنتز پروتئین در بعضی از گل‌سنگ ها شوند؛ و یا ممکن است اثرات منفی در تبادل تغذیه ای بین موجودات همزی داشته باشند که در نتیجه تغییر توازن آنهاست. برای تعیین محتوای پروتئین، 100 میلی گرم بافت با استفاده از 3 میلی لیتر محلول بافر فسفری در pH 7، استخراج می شوند و عصاره به مدت 5 دقیقه در $1600 \times g$ سانتریفیوژ می شود. محلول استخراج شده (100 میلی لیتر) به 5 میلی لیتر محلول برادفورد اضافه می شود (برادفورد، 1976) و جذب در 595 نانومتر گرفته می شود و با یک منحنی کالیبراسیون ساخته شده مطابق با استاندارد پروتئین مقایسه می شود (به عنوان مثال سروم بووین آلبومین-BSA؛ ریگا-کاراندینوس و کار وینسینس، 1998). در حضور سطوح بالای غلظت SO₂، پروتئین های ساختاری یافت شده در غشاهای سلول و آنزیم های گل‌سنگ ها می توانند آسیب های قابل

توجهی داشته باشند. این فرایندها مربوط به تبادل ظرفیت مواد مغذی بین موجودات همزی می باشند و می توانند به این تعادل ظرفیت این ارتباط آسیب برسانند (Fields and St. Clair, 1984).

از این رو، آسیب به غشاهای سلولی می تواند به عنوان یک شاخص تنش زیست محیطی استفاده شود. در واقع، نشان داده شده است که SO₂، مانند O₃ و NO₂، کاتالیزورهای قوی پراکسیداسیون غشای چربی هستند (Menzel, 1976؛ Gonzalez and Pignata, 1994؛ Gonzalez et al., 1996). آزمایشاتی که در آن گل‌سنگ‌ها در معرض 1 ppm از SO₂ در محلول آبی قرار می‌گیرند، کاهش مختصری در محتوای کلی فسفولیپیدها و یک افزایش در اسیدهای چرب اشباع نشده نشان می‌دهند. این نوع دوم پاسخ SO₂ را می‌توان از نوع تطبیقی (Bychek-Guschina و همکاران، 1999) در نظر گرفت.

اثر SO₂ را نیز می‌توان توسط نسبت وزن خشک / وزن تازه ارزیابی نمود. این نسبت به عنوان شاخصی از تاثیر محیط زیست بر روی شاخص زیستی پیشنهاد شده است. در حقیقت مشاهده شده است که در مناطق بسیار آلوده (به عنوان مثال در جایی که ترافیک، شدید است)، تمایل به از دست دادن رطوبت در گل‌سنگ‌ها وجود دارد (Levin and Pignata, 1995).

در نهایت، تولید اتیلن یکی دیگر از شاخص‌های تنش در گل‌سنگ‌ها است. گل‌سنگ‌های در معرض محلول‌های حاوی گوگرد در یک محیط اسیدی، سطوح مختلفی از تولید اتیلن را دارند. به طور کلی، این محلول‌ها، قابلیت حل ذرات حاوی فلزات سنگین که در داخل قارچ به دام می‌افتند را افزایش می‌دهند. این پدیده ممکن است منجر به افزایش تولید اتیلن درون‌زا در گل‌سنگ‌ها شود، زمانی که آنها در معرض عوامل شیمیایی حاوی گوگرد، باران اسیدی و با هوای آلوده با فلزات سنگین (Garty et al., 1995) قرار می‌گیرند.

4.5 ترکیبات نیتروژن و فسفر

اگرچه گل‌سنگ‌ها در حال حاضر به عنوان شاخص‌های زیستی NH₃ پیشنهاد شده‌اند (De Bakker, 1989)، تنها در چند سال گذشته، یک همبستگی واضح مثبت بین گل‌سنگ‌های نیتروپاتی و NH₃ جوی یافت شده است؛

حتی با این که پاسخ ها همیشه به SO₂ بزرگتر هستند. تجزیه و تحلیل های پوست درختان در سایت هایی در هلند نشان می دهد که گونه های گل‌سنگ نیتروفیتیک به طور مستقیم به سطوح نیتروژن یافت شده در محیط پاسخ نمی دهند، اما به واسطه مقادیر بالای pH در پوست درخت مطلوب هستند، که با سطوح بالای NH₃ در محیط زیست مرتبط هستند (Van Dobben and Ter Braak, 1998).

Cladonia protentosa یک شاخص زیستی عالی برای مطالعه مواد شیمیایی بارش و غلظت نیتروژن و فسفر است. Hyvarinen و Crittenden (1998a, b) غلظت هایی در محدوده 0.88 - 1.82٪ برای نیتروژن و 0.17 - 0.04٪ برای فسفر (در واحد وزن خشک) در نوک (بخش 5 میلی متر بالا) و بدنه (پایه ها) در سایت های مختلف مقایسه یافتند. سطوح غلظت یافت شده برای این عناصر در حدود 2 - 5 برابر بیشتر در نوک نسبت به پایه ها است و علاوه بر این، هر دوی بخش های نوک و پایه، همبستگی مثبت بالایی بین عناصر را نشان می دهند. همبستگی بین رسوب N و نیتروژن انباشته شده در گل‌سنگ ها، مثبت است؛ از سوی دیگر، غلظت های نیتروژن در بدنه کم و مرتبط با مقادیر N در بارش است. با این وجود، نیتروژن یافت شده در بدنه بسیار مرتبط با رسوبات نیتروژن مرطوب است، اما با NO₂ موجود در هوا، دارای همبستگی مثبت است. H. C. portentosa. نیز به عنوان نشانگر زیستی رسوب کل نیتروژن (خیس و خشک، Sochting, 1995) و نشانگر زیستی نیتروژن و سولفور (Bruteig, 1994) پیشنهاد شده است.

سطوح بالای SO₂ و NO_x باعث کاهش pH در بدنه گل‌سنگ می شود (به عنوان مثال داده های مربوط به منطقه پالوپونوس [یونان] را ببینید، ریگا-کاراندیو و کراندینوس، 1998). به این ترتیب باید توجه داشت که آلودگی جوی از این نوع، منجر به انقراض L. pulmonaria و R. farinacea شده است. اندازه گیری pH بدنه گل‌سنگ می تواند اطلاعاتی را در رابطه با وضعیت آلودگی یک محل فراهم نماید. برای تعیین سطوح pH، 50 میلی گرم بدنه

گل‌سنگ در نیتروژن مایع و 2 میلی لیتر d-H₂O همگن می شود. پس از سانتریفوژ کردن در $100 \times g$ به مدت 10 دقیقه، مقدار pH برای ماده شناور بر روس سطح خوانده می شود. نویسندگان مختلف گزارش می دهند که L. pulmonaria، در برخی از سایت های قرار گرفته تحت باران اسید، در معرض خطر است و pH = 5 به

عنوان یک مقدار آستانه مشخص شده است که زیر این مقدار، گل‌سنگ قادر به زنده ماندن است (Gauslaa, 1985)؛
(Gilbert, 1986).

4.6 ازن

O₃ و NO₂ (همچنین نگاه کنید به بخش 4.4)، کاتالیزورهای قدرتمند برای پراکسیداسیون غشای چربی می باشند؛ اثر اصلی O₃ روی گل‌سنگ ها، در واقع آسیب به غشای سلولی است.

نشان داده شده است که در سیستم های بیولوژیکی، حضور محصولات اکسیداسیون مانند مالون دی آلدئید به طور مستقیم با شروع پروکسیداسیون اسیدهای چرب اشباع نشده ارتباط دارد (Mehelman and Borek, 1987). Egger و همکاران (1994)، یک افزایش تولید در مالون دی آلدئید و سوپراکسید دی موتاز در Hypogymnia physodes را که در مناطق بسیار آلوده با غلظت های O₃ ماهانه در محدوده 198 - 20 میکروگرم بر متر مکعب (100 - 10 ppb) کاشته شده بود، گزارش نموده اند. این ترکیبات، محصولات پراکسیداسیون لیپید هستند و شاخص های آسیب اکسیداتیو به غشاها و به سیستم های آنزیمی هستند که در مقابل اکسیداسیون در گیاهان محافظت می نمایند.

محصولات اکسیداسیون توسط تعیین مالون دی آلدئید (MDA) تخمین زده می شوند که با استفاده از روش کالری سنجی (Heath and Packer, 1968) اندازه گیری می شود. MDA به واسطه استفاده از ضریب انقراض $155 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ تعیین می شود (Kosugi و همکاران، 1989). نتایج بر حسب $\mu\text{mol g}^{-1}$ وزن خشک بیان می شوند.

سایر محصولات پراکسیداسیون مهم، دین های مزدوج هیدروپروکسی (HPCD) هستند که توسط استخراج با حلال قابل جداسازی هستند. غلظت با استفاده از ضریب انقراض مولی $\epsilon = 2.64 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ m}^{-1}$ محاسبه می شود. نتایج بر حسب میلی مول بر گرم وزن خشک بیان می شوند.

آسیب O3 به دستگاه فتوشیمیایی گلسنگ ها بعد از مواجهه مکرر با دوزهای واقعی به خوبی مستند شده است (Scheidegger and شروه، 1995). به طور خاص، این گونه آسیب در گونه های دیگر مانند، شبدر مورد مطالعه قرار گرفته است، که در آن، آلودگی باعث آسیب رساندن به برگ های معمول و به راحتی قابل تشخیص می شود (Karlsson et al.، 1995). علاوه بر این، O3 موضوع نظارت و کنترل های صورت گرفته توسط جامعه اروپا می باشد (Benton و همکاران، 1995). Ross و Nash (1983) در یک مطالعه گزارش می دهند که *Flavoparmelia caperata* برای دوره های زمانی کوتاه (10 و 12 ساعت) و در کمیت های 200 میکروگرم بر مترمکعب (ppb 100) تحت O3 قرار گرفتند. این باعث کاهش 50٪ خالص در فتوسنتز شد. *Usnea ceratina* به مدت 6 ساعت در هر روز برای دوره زمانی 5 روز تحت غلظت های 100 - 200 ppb O3 قرار گرفت و سبب کاهش قابل توجه در فتوسنتز خالص شد (Zambrano and Nash، 2000).

4.7 فلوریدها، کلریدها و سایر آلاینده های جوی

نوشته های مرتبط با تجمع زیستی فلوریدها کمیاب است. Asta و Garrec (1980) نشان داده اند که غلظت فلورید در بدنه گلسنگ وابسته به گونه های گلسنگ و سطوح F زیست محیطی می باشد. سطوح فلورید بالاتر از 360 ppm در گلسنگ ها (*Bryoria capillaris* و *H. physodes*) پیوند یافته در مناطق نزدیک به یک کارخانه کود و معدن یافت شدند (Palomaki et al.، 1992). در طول تابستان، انباشت فلورید در این سایت ها به سطوح حداکثر رسید و سپس در پاییز کاهش یافت. در حال حاضر در سطوح 30 - 40 ppm وزن خشک، دیدن آسیب فراساختاری معمول در سلول های فتوبیونت ناشی از مواجهه با فلوریدها امکان پذیر است. همچنین مشخص شده است که محتوای فلورید در گلسنگ ها به طور معکوس با فاصله از یک کارخانه فرآوری آلومینیوم ارتباط دارد. تلفات در جمعیت های گلسنگ در اطراف این کارخانه، نشان دهنده سطح بالای همبستگی ($r^2 = 0.90$) با فاکتور F (Perkins، 1992) است.

مطالعات در مورد تاثیر کلریدها نیز نسبتاً کمیاب هستند. در این باب، یک مطالعه در مورد نظارت زیستی با استفاده از *Parmelia sulcata* Tayl گلسنگ و چندین خزّه که در 26 سایت انجام شد، نشان دهنده یک همبستگی فضایی و طولانی بین تجمع زیستی کلرید و روند تاثیر زیست محیطی یک کارخانه تغلیظ زباله در شهر گرنوبل، فرانسه است (Gombertand Asta, 1997).

برای سایر آلاینده های جوی مانند بی بنزو دیوکسین های پلی-کلرینه و دی بنزوفوران های پلی-کلرینه (PCDDs / PCDFs)، مطالعات شاخص زیستی با استفاده از گلسنگ ها بسیار کمیاب است. به طور کلی، مطالعات در دسترس در مورد PCDDs و PCDF ها، تغییرات زمانی این آلاینده ها در نمونه هایی از انواع مختلف (به عنوان مثال گیاهان) که در نزدیکی تاسیسات دفع زباله های شهری گرفته شده است را گزارش می دهند (Schuhmacher et al., 1997). ؛ (Schuhmacher et al., 1998). به علاوه، به عنوان مثال، به نظر می رسد که تخم های چندین گونه پرنده و به ویژه تخم های مرغ های نروزی، نشانگرهای خوب زیستی در مورد حضور PCDF / PCDD هستند (Oxynos et al., 1997).

4.8 رادیونوکلیئیدها

گلسنگ ها، جمع کننده های زیستی خوبی از رادیونوکلیئیدها هستند (Notter, 1988). این کاربرد مربوط به یک بخش مهم از تحقیقات در زمینه ذرات رادیونوکلیئید، و بیشتر از همه، پس از حادثه چرنوبیل می باشد (Barci et al., 1988؛ Seaward et al., 1988؛ Mihok et al., 1989؛ Livens et al., 1991؛ Sloof و Hofmann, 1992؛ Wolterbeek و همکاران، 1993؛ Triulzi و همکاران، 1996؛ ساویدیست ال، 1997). در گلسنگ ها در مناطق مختلف نروژ، پس از حادثه چرنوبیل در سال 1986، سطوح ^{134}Cs و ^{137}Cs از دو مرتبه از اندازه بزرگتر از گیاهان عروقی یافت شد (Bretten et al., 1992). این پدیده سبب ایجاد یک افزایش چشمگیر در غلظت متوسط رادیوسزیم در گوزن های شمالی شده است، که منبع اصلی غذای آنها، گلسنگ ها هستند (Jones et al., 1989؛ Rissanen and Rahola, 1989). *Parmelia sulcata* به عنوان یک نشانگر زیستی

برای حضور رادیونوکلییدها در مناطق نزدیک به چرنوبیل استفاده شده است که در آن، 129 I و 36 Cl اندازه گیری شده است. نشان داده شده است که الگوهای توزیع منطقه ای این رادیونوکلییدها دارای ارتباط مثبت با غلظت های انباشته شده هستند (Chant et al., 1996). یکی از مطالعات، مقادیر آلودگی زدایی طبیعی رادیونوکلییدها در گل‌سنگ‌ها (Topcuo-glu et al., 1995) را گزارش نموده است. متوسط طول عمر بیولوژیکی Cs137 در *Xanthoria parietina* 58.6 ماه است که خود را به عنوان بهترین نشانگر زیستی ذرات رادیواکتیو در برابر خزه‌ها نشان داده است.

نشان داده شده است که غلظت های پلوتونیوم در گونه *Xanthoria spp* جمع آوری شده در نزدیکی تسلیحات سلاح هسته ای به طور معکوس با فاصله از سایت آلودگی ارتباط دارد و یک همبستگی مستقیم بین غلظت های Pu 239 و Pu 240 با غلظت های یافت شده در سطح خاک ($r^2 = 0.767$, $P < 0.001$ ؛ توماس و ابراهیم، 1995) وجود دارد. ارتفاع، عامل مهمی است که با غلظت های Ra 226 و Ra 228 مطالعه شده در گل‌سنگ های گونه های *Umbilicaria* مرتبط است (Kwapulinski et al., 1985). همچنین ارتفاع با سطوح Cs 137 موجود در سال 1993 در نمونه های گرفته شده در ایتالیا در استان پارما (Triulzi et al., 1996) مرتبط است.

5. نتیجه گیری ها

تجزیه و تحلیل آلاینده های جوی با استفاده از رویه های تحلیلی متعارف، تفسیر مستقیم داده ها و کسب سریع نتایج را میسر می سازد. یک خلاصه از معمول ترین تکنیک های تحلیلی معمولی برای تجزیه و تحلیل محیط های آلاینده مختلف در جدول 3 نشان داده شده است.

با این حال، در سطح اکولوژیکی، مطالعات کیفیت هوا با استفاده از این روش ها می توانند مشکلات زیر را ارائه نمایند:

1. نوسانات فضا-زمان می تواند به خطاهای نمونه برداری منجر شود؛

2. غلظت های کم چندین ریز آلاینده (که همچنین می تواند در طول زمان تغییر کند)، می تواند به مشکلاتی در

روش شناسی منجر شود؛

3. عین کردن انتشار متناوب و پراکنده آلاینده ها نیز مشکل است.

4. به این ترتیب محدودیت های تحمل بیولوژیکی این گونه های مرتبط را نمی توان در نظر گرفت؛

جدول 3 فنون تحلیل برای تحلیل آلاینده های زیست محیطی

آلاینده	روش های ابزاری مرجع
SO2	فتومتری شعله رنگ نگاری گاز با فتومتری شعله تشخیص دهنده طیف سنجی نوری (پاراروزانیلین شیمیایی مرطوب) الکتروشیمیایی رسانایی طیف سنجی نوری فاز-گاز
O3	چمیلومینسنت الکتروشیمیایی طیف سنجی نوری (واکنش یدید پتاسیم، مرطوب شیمیایی) طیف سنجی نوری فاز-گاز
NO2	چمیلومینسنت طیف سنجی نوری (واکنش مرطوب شیمیایی رنگ-آزو) الکترو شیمیایی طیف سنجی نوری فاز-گاز رسانایی
فلوریدها	روش پتانسیومتری
PAH	کروماتوگرافی گاز مرتبط با طیف سنجی جرم با رزولوشن بالا
PCDD	کروماتوگرافی گاز مرتبط با طیف سنجی جرم با رزولوشن بالا
PCDF	کروماتوگرافی گاز مرتبط با طیف سنجی جرم با رزولوشن بالا
فلزات	طیف سنجی جذب اتمی طیف سنجی جذب اتمی طیف سنجی انتشار پلاسمای تزویج شده القایی طیف سنجی نوری پلاسمای تزویج شده القایی طیف سنجی طیف سنجی جرم پلاسمای تزویج شده القایی
کلرین و اسید هیدروکلریک	روش حجم سنجی؛ روش تحلیلی طیف سنجی نوری
فسفر و ترکیبات آن	رنگ نگاری گاز با تشخیص دهنده نیتروژن / فسفر؛ طیف سنجی اشعه ایکس

5. اغلب نسبت دوز-اثر، واکنش خطی ندارد و بنابراین ایجاد مشکلات تفسیری در ارزیابی آسیب به ارگانسیم ها و اکوسیستم ها امکانپذیر است.

نکات فوق این حقیقت را برجسته می کنند که روش های نظارت سنتی زیست محیطی نیازمند نمونه های متعدد و گسترده ای هستند که باید در مناطق تحت مطالعه در نظر گرفته شوند و این که این نمونه ها نیز باید روی دوره های زمانی طویل شده زمانی گرفته شوند.

علاوه بر این، استفاده از مدل های ریاضی پراکندگی آلاینده در محیط زیست نیز باید مورد توجه قرار گیرد (Benedini and Cicioni, 1992). این مدل ها، بر اساس خواص فیزیکی و شیمیایی، نتایج بسیار خوبی در چند سال اخیر به ویژه در زمینه پیش بینی های پراکندگی آلاینده ها و قابلیت های زیست محیطی بالقوه ایجاد کرده اند. با این حال، این روش ها، در درجه اول با توجه به اثرات روی گونه ها و اکوسیستم ها (Conti, 1996) کمتر توسعه یافته اند.

با این حال، این مدل های انتشار و حمل و نقل آلاینده معمولاً مرتبط با منابع دقیق آلایندهی هستند و همچنین آنها به میزان زیادی از اطلاعات نیاز دارند. از این جهت اهمیت نظارت زیستی در هنگام مشخص نمودن سطوح آلاینده در ارگانسیم ها و استفاده در تشخیص سمیت ممکن در رابطه با محل قرار گیری ارگانسیم درون اکوسیستم مشخص می شود.

از دیدگاه سمیت شناسی زیستی، شروع از تحلیل شیمیایی برای مشخص نمودن یک مدل معتبر برای سمیت به منظور پیش بینی موجودیت زیستی و مشارکت های پیچیده مختلف که بین ارگانسیم های موجود در یک اکوسیستم رخ می دهند، ممکن نیست.

توانایی پیش بینی بروز بسیاری از فعالیت های انسانی در رابطه با یک گونه و به ویژه، برای یک اکوسیستم، بسیار محدود است. مشکل در مشخص نمودن یک رابطه علت و معلول، به ویژه از فقدان سیستماتیک اطلاعات در مورد "وضعیت سلامت" محیط زیست مورد مطالعه یا از ماهیت فرایندهای بیولوژیکی آن حاصل می شود. اهمیت برنامه

های نظارت زیست محیطی و برنامه های نظارت زیستی، اگر به درستی اعمال شوند، می توانند یک تصویر کلی کامل از مداخلات احتمالی که ممکن است لازم باشند را ارائه دهد.

اگرچه گل‌سنگ ها منابع مهمی برای کنترل و نظارت زیست محیطی هستند، اتخاذ اقدامات احتیاطی در هنگام استفاده از گل‌سنگ ها به عنوان یک شاخص معیار آلودگی لازم است. شاخص های زیستی آلودگی هوا مطمئناً می توانند اطلاعات مربوط به یک نوع کیفی را ارائه دهند؛ با این وجود، مطالعات همبستگی با استفاده از داده های زیست محیطی از سایت های مربوطه و روی یک دوره زمانی طویل (ماه ها - سال) می توانند اطلاعات در مورد جنبه های نیمه کمیتی را تامین نمایند.

با استفاده از محاسبه ی IAP، گل‌سنگ ها، امکان ارزیابی کیفیت هوا را با حضور متفاوت آلاینده های محیطی میسر می سازند. همان طور که قبلاً ذکر شد، گل‌سنگ ها به طور خاص به یک آلاینده خاص واکنش نشان نمی دهند، بلکه به اثر سمی کلی یک ترکیب از آلاینده ها واکنش نشان می دهند (Amman et al., 1987). Levin و Pignata (1995)، استفاده از شاخص آلاینده گی (PI) برای ارزیابی کیفیت هوا را پیشنهاد کردند. PI با استفاده از معادله ذکر شده توسط Levin و Pignata (1995) تعیین می شود. این کار مشخص می کند که کدامیک از مناطق نظارت شده زیستی دارای کیفیت بهتر هوا با استفاده از اندازه گیری واکنش های گل‌سنگ به آلاینده های جوی می باشد.

$$PI = [(Pha/Chla) + S_p/S_c](HPCD_p/HPCD_c)$$

نسبت فائوفیتین a / کلروفیل a را می توان به کلروفیل b / کلروفیل a تغییر داد:

$$PI = [(Chlb/Chla) + S_p/S_c](HPCD_p/HPCD_c)$$

Chl a و Chl b، غلظت های کلروفیل a و کلروفیل b را بر حسب میلی گرم بر گرم وزن خشک بیان می کنند. S، محتوای سولفور گل‌سنگ هاست که به صورت میلی گرم بر گرم وزن خشک بیان می شود، در حالیکه HPCD، بیانگر غلظت دین های مزدوج شده هیدروپروکسی بر حسب میلی مول بر گرم وزن خشک می باشد. شاخص فرعی p،

غلظت های اندازه گیری شده در نمونه های پیوندیافته به سایت های آلوده شده را نشان می دهد، در حالی که شاخص فرعی C، غلظت های اندازه گیری شده در گلشنک های پیوند یافته در محل کنترل می باشد.

مطالعات نظارت زیستی با استفاده از گلشنک ها، با دانش فعلی ما، بررسی کیفیت هوا و هر گونه پیشرفت آن را میسر می سازد. این همان چیزی است که در مورد بهبود پیشرونده کیفیت هوا در طول سالها (1994-1994) در چند شهر ایتالیائی (La Spezia، Palmieri et al.، 1997) رخ داده است. این بهبود به دلیل کاهش در انتشارهای SO₂ بود، که تا حدی به افزایش استفاده از گاز متان برای گرمایش داخلی و بسته شدن یک نیروگاه با سوخت زغال سنگ مرتبط بود. شهر Montecatini Terme (مرکز ایتالیا) نیز وضعیت زیست محیطی خود را بهبود داده است: گونه های جدید گلشنک یافت شده اند و وضعیت قبلی "بیابان licence" ناپدید شده است (Loppi et al.، 1997b). این پدیده با سطوح انتشار پایین SO₂ (تقریباً 15 - 20 میکروگرم بر متر مکعب از سال 1993 تا 1996) و NO_x مرتبط بوده است که از 150 میکروگرم بر متر مکعب در سال 1993 به 100 میکرو بر بر متر مکعب در سال 1996 عبور کرده است. یک بهبود مشخص مشابه ناشی از کاهش در سطوح SO₂ زیست محیطی نیز در پاریس در دهه 1980 یافت شد (Gardens لوکزامبورگ) که در آنجا، گونه های گلشنک از قرن قبلی دوباره ظاهر شدند (Seaward and Litrouit-Galinou، 1991؛ Letrouit-Galinou و همکاران، 1992).

به نظر می رسد به طور کلی، توزیع گلشنک در شمال ایتالیا به طور عمده توسط آلودگی SO₂ تنظیم می شود (Nimis et al.، 1990، 1991؛ Bargagli و همکاران، 1991). در مورد مرکز ایتالیا، یک مطالعه روی *Parmelia caperata* که توسط Loppi و همکاران (1992a) انجام شد، یک رابطه قوی ($r^2 = 0.93$)؛ P < 0.05) بین مقادیر IAP و محتوای فلزات کل (Zn، Pb، Ni، Hg، Cu، Cr، Cd) را نشان داد.

تکنیک های ترسیم نقشه های کیفیت هوا با استفاده از گلشنک ها یا استفاده از روش پیوند (کاشت)، به ما امکان می دهد تا اطلاعات در مورد یک منطقه وسیع را در یک زمان کوتاه و با هزینه های گوناگون به دست آوریم.

این رویکردهای روش شناختی، اگر چه نمی توانند به عنوان جایگزین هایی برای نظارت بر آلودگی هوا با استفاده از ایستگاه های کنترل در نظر گرفته شوند، بدون شک ابزارهای نظارت زیستی محیطی معتبر در موارد مختلف هستند:

1. به عنوان یک ارزیابی اولیه، و یا به عنوان یک برآورد از تاثیر پایه در یک منطقه مشخص، با هدف جلوگیری از تاثیر انسانی آینده؛

2. برای نظارت بر وضعیت محیط زیست در حال حاضر؛ و

- 3 برای کنترل کیفیت تلاش های احیا که قبلاً انجام شده است.

کاربرد رویکرد سیستم برای حل مسائل مربوط به آلودگی اتمسفری بی شک معتبر است و اساساً به ارزیابی پیشرفت های انجام شده در زمینه های مورد مطالعه، ارزیابی منابع آلودگی و علت / همبستگی یکسان (Conti, 1996) نیاز دارد. البته، از موارد ذکر شده در بالا به ترتیب در نکات 1 - 3، می توان دید که به همین علت، مداخلات ضروری باید سه هدف اصلی داشته باشند:

1. پیشگیری زیست محیطی: با هدف مداخله در منبع تاثیر و در پیشبرد رویداد آلاینده؛

2. حفاظت زیست محیطی: برای از بین بردن اثرات اعمال آلاینده یا تمایل به کم کردن این موارد؛ و

3. بازسازی زیست محیطی: با هدف از بین بردن آسیب های ناشی از اقدامات قبلی.

ضرورت افزایش دانش ما در مورد مطالعات زیست شناسی با استفاده از گل‌سنگ ها، یکی از نکات اساسی در توسعه تحقیقات است. این امکان وجود دارد که بگوییم که برای اکثریت آلودگی ها و اثرات زیست محیطی آنها، دانش ما در مرحله پیشرفته ای از لحاظ کمیت و کیفیت اطلاعات قرار دارد.

با این وجود، می توان اشاره کرد که در یک بخش چشمگیر از مطالعات مشخص نمودن زیستی گل‌سنگ ها، تمایل به مطالعه آثار زیست محیطی که قبلاً در معرض خطر قرار گرفته اند، وجود دارد. این نشاندهنده میل ضعیف به انجام مطالعاتی است که اساساً به جنبه های پیشگیری زیست محیطی نظر دارند.

References

- Addison, P.A., Puckett, K.J., 1980. Deposition of atmospheric pollutants as measured by lichen element content in the Athabasca oil sands area. *Can. J. Bot.* 58, 2323–2334.
- Amman, K., Herzig, R., Liebendörfer, L., Urech, M., 1987. Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Switzerland. *Advances in Aerobiology* 87, 401–406.
- Andersen, A., Hovmand, M.F., Johnsen, I., 1978. Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environmental Pollution* 17, 133–151.
- Antonelli, M.L., Ercole, P., Campanella, L., 1998. Studies about the adsorption on lichen *Evernia prunastri* by enthalpimetric measurements. *Talanta* 45, 1039–1047.
- Asta, J., Garrec, J.P., 1980. Etude de l'accumulation du fluor dans les lichens d'une vallée Alpine polluée. *Environmental Pollution (series A)* 21, 267–286.
- Baddeley, M.S., Ferry, B.W., Finegan, E.J., 1972. The effect of sulphur dioxide on lichen respiration. *Lichenologist* 5, 284–291.
- Baker, D.A., 1983. Uptake of cations and their transport within the plants. In: Robb, D.A., Pierpoint, W.S. (Eds.), *Metals and Micronutrients: Uptake and Utilization by Plants*. Academic Press, London, pp. 3–19.
- Balaguer, L., Manrique, E., 1991. Interaction between sulphur dioxide and nitrate in some lichens. *Env and Exp Botany* 31 (2), 223–227.
- Barci, G., Dalmaso, J., Ardisson, G., 1988. Chernobyl fallout measurements in some Mediterranean biotas. *Sci. Total. Environ.* 70, 373–387.
- Bargagli, R., Barghigiani, C., 1991. Lichen biomonitoring of mercury emission and deposition in mining, geothermal and volcanic areas of Italy. *Env. Mon. Ass.* 16, 265–275.
- Bargagli, R., Nimis, P.L., Monaci, F., 1997. Lichen biomonitoring of trace element deposition in urban, industrial and reference areas of Italy. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 11 (3), 173–175.
- Bargagli, R., Gasparo, D., Lazzarin, A., Lazzarin, G., Olivieri, S., Tretiac, M., 1991. Lichens as indicators and monitors of atmospheric pollutants in NE Italy, preliminary data on the integrated testing system. *Botanica Chronica* 10, 977–982.
- Bari, A., Minciardi, M., Troiani, F., Bonotto, F., Paonessa, F., 1998. Lichens and mosses in air quality monitoring: a biological model proposal. *Govt. Reports Announcements & Index, Issue* 16.
- Bartoli, A., Cardarelli, E., Achilli, M., Campanella, L., Massari, G., 1994. Biomonitoraggio dell'aria di Roma: accumulo di metalli pesanti in trapianti di licheni. *Ann. Bot. LII* (11), 239–266.
- Bartoli, A., Cardarelli, E., Achilli, M., Campanella, L., Ravera, S., Massari, G., 1997. Quality assessment of the Maremma Laziale area using epiphytic lichens. *Allionia (Turin)* 35, 69–85.
- Beauchamp, R.O., Bus, J.S., Popp, J.A., Boreiko, C.J., Andjelkovich, D.A., 1984. A critical review of the literature on hydrogen sulphide toxicity. *Critical Review in Toxicology* 13, 25–97.
- Beckett, R.P., Brown, D.H., 1984. The control of cadmium uptake in the lichen genus *Peltigera*. *J. Exp. Bot.* 35, 1071–1082.
- Benedini, M., Cicioni, G., 1992. I modelli matematici e le loro potenzialità. IRSA (Istituto di Ricerca sulle Acque), Atti della giornata di studio: modelli matematici per il Bacino del fiume Po, Parma, 3 June, 1992. *Quad. IRSA* 95, 1.1–1.30.
- Bennett, J.P., Wetmore, C.M., 1999. Changes in element contents of selected lichens over 11 years in northern Minnesota, USA. *Environmental and Experimental Botany* 41 (1), 75–82.
- Benton, J., Fuhrer, J., Sanders, G., 1995. Results from the UN/ECE ICP-crops indicate the extent of exceedance of the critical levels of ozone in Europe. *Water, air and soil pollution* 85 (3), 1473.
- Bero, A.S., Gibbs, R.J., 1990. Mechanisms of pollutant transport in the Hudson estuary. *The Science of the Total Environment* 97/98, 9–22.
- Boonpragob, K., Nash III, T.H., 1991. Physiological responses of the lichen *Ramalina menziesii* Tayl. to the Los Angeles urban environment. *Environ. Exp. Bot.* 31, 229–238.
- Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of proteins utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72, 248–254.
- Branquinho, C., Catarino, F., Brown, D.H., Pereira, M.J., Soares, A., 1999. Improving the use of lichens as biomonitors of atmospheric metal pollution. *Sci. Total Environ.* 232 (1–2), 67–77.
- Bretten, S., Gaare, E., Skogland, T., Steinnes, E., 1992. Investigations of radiocesium in the natural terrestrial environment in Norway following the Chernobyl accident. *Analyst* 117 (3), 501–503.
- Brodo, I.M., 1961. Transplant experiments with coricolous lichens using a new technique. *Ecology* 42, 838–841.
- Brown D.H., 1991. Mineral cycling and lichens: the physiological basis. *Lichenologist* 23, 293–37.
- Brown, D.H., Beckett, R.P., 1984. Uptake and effect of cations on lichen metabolism. *Lichenologist* 16, 173–188.
- Brunoni, M., Garavani, M., Valcuvia Passadore, M., 1997. Lichens and air pollution: preliminary studies in the Oltrepò Pavese (Pavia, Lombardy). *Archivio Geobotanico* 3 (1), 95–106.
- Bruteig, I.E., 1994. Distribution, ecology and biomonitoring studies of epiphytic lichens on conifers. *Gunneria* (68), 1–24.
- Burton, M.A.S., 1986. Biological Monitoring of Environmental Contaminants (Plants) (Marc-Report n. 32). Monitoring and Assessment Research Center, London.
- Burton, M.A.S., LeSueur, P., Puckett, K.J., 1981. Copper, nickel and thallium uptake by the lichen *Cladonia rangiferina*. *Can. J. Bot.* 59, 91–100.
- Bychek-Guschina, I.A., Kotlova, E.R., Heipieper, H., 1999. Effects of sulphur dioxide on lichen lipids and fatty acids. *Biochemistry* 64 (1), 61–65.
- Calatayud, A., Sanz, M.J., Calvo, E., Barreno, E., del Valle-Tascon, X., 1996. Chlorophyll *a* fluorescence and chlorophyll content in *Parmelia quercina* thalli from a polluted region of northern Castellan (Spain). *Lichenologist* 28, 49–65.
- Calatayud, A., Deltoro, V.I., Abadia, A., Abadia, J., Barreno, E., 1999. Effects on ascorbate feeding on chlorophyll fluorescence and xanthophyll cycle components in the lichen *Parmelia quercina* (Willd.) Vainio exposed to atmospheric pollutants. *Physiologia Plantarum* 105 (4), 679–684.
- Caniglia, G., Calliari, I., Celin, L., Tollardo, A.M., 1994. Metal determination by EDXFR in lichens. A contribution to pollutants monitoring. *Biol. Trace Elem. Res.* 43–45, 213–221.
- Carballeira, A., Carral E., Puente X., Villares R., 2000. Regional-scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (NW Spain). In: Conti, M.E., Botrè, F. (Eds.), *The Control of Marine Pollution: Current Status and Future Trends*. Special issue of *International Journal of Environment and Pollution (IJEP)*, 13, 1–6, pp. 534–572.
- Cardarelli, E., Achilli, M., Campanella, C., Bartoli, A., 1993. Monitoraggio dell'inquinamento da metalli pesanti mediante l'uso di licheni nella città di Roma. *Inquinamento* 6, 56–63.
- Carreras, H.A., Gudiño Pignata, M.L., 1998. Comparative biomonitoring of atmospheric quality in five zones of Córdoba city (Argentina) employing the transplanted lichen *Usnea* sp. *Environmental Pollution* 103, 317–325.
- Case, J.W., Krouse, H.R., 1980. Variations in sulphur content and stable sulphur isotope composition of vegetation near a SO₂ source at Fox Creek, Alberta, Canada. *Oecologia* 44, 248–257.
- Cecchetti, G., Conti, M.E., 2000. Monitoraggio biologico della qualità dell'aria: stato dell'arte. *Ambiente, Risorse, Salute, Padova* 73, 25–30.
- Chant, L.A., Andrews, H.R., Cornett, R.J., Koslowsky, V., Milton, J.C., Van den Berg, G.J., Verburg, T.G., Wolterbeek, H.T., 1996. 129I and 36Cl concentrations in lichens collected in 1990 from three regions around Chernobyl. *Appl. Radiat. Isot.* 47 (9–10), 933–937.

- Chettri, M.K., Sawidis, T., 1997. Impact of heavy metals on water loss from lichen thalli. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 37 (2), 103–111.
- Chettri, M.K., Sawidis, T., Karataglis, S., 1997. Lichens as a tool for biogeochemical prospecting. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38 (3), 322–335.
- Cislaghi, C., Nimis, P.L., 1997. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature* 387, 463–464.
- Connell, D., 1986. Ecotoxicology — a new approach to understanding hazardous chemicals in the environment. *Search* 17 (1–2), 27–31.
- Connor, J.J., 1979. Geochemistry of ohia and soil lichen, Puhimau thermal area, Hawaii. *Sci. Tot. Env.* 12, 241–250.
- Conti, M.E., 1996. The pollution of the Adriatic sea: scientific knowledge and policy actions. *Int. J. Environment and Pollution* 6 (2/3), 113–130.
- Davies, F., Notcutt, G., 1996. Biomonitoring of atmospheric mercury in the vicinity of Kilauea, Hawaii. *Water Air and Soil Pollution* 86 (1–4), 275–281.
- De Bakker, A.J., 1989. Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.* 38, 337–342.
- de Bruin, M., Hackenitz, E., 1986. Trace elements concentrations in epiphytic lichens and bark substrate. *Environ. Pollut. (Ser. B)* 11, 153–160.
- Deltoro, V.L., Gimeno, C., Calatayud, A., Barreno, E., 1999. Effects of SO₂ fumigations on photosynthetic CO₂ gas exchange, chlorophyll *a* fluorescence emission and antioxidant enzymes in the lichens *Evernia prunastri* and *Ramalina farinacea*. *Physiologia Plantarum* 105 (4), 648–654.
- Deruelle, S., 1978. Les lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.* 9 (2), 87–128.
- Deruelle, S., 1992. Accumulation du plomb par les lichens. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 1139. *Actual Bot.* 1, 99–109.
- Deruelle, S., 1996. The reliability of lichens as biomonitors of lead pollution. *Ecologie (Brunoy)* 27 (4), 285–290.
- Egger, R., Schlee, D., Türk, R., 1994. Changes of physiological and biochemical parameters in the lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. Due to the action of air pollutants—a field study. *Phyton* 35, 229–242.
- Epstein, E., Sagee, O., Cohen, J.D., Garty, J., 1986. Endogenous auxin and ethylene in the lichen *Ramalina duriaei*. *Plant Physiology* 82, 1122–1125.
- Ferry, B.W., Baddeley, M.S., Hawksworth, D.L., 1973. *Air Pollution and Lichens*. The Athlone Press, London.
- Fields, R.F., 1988. Physiological responses of lichens to air pollutant fumigations. In: Nash III, T.H., Wirth, V. (Eds.), *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. *Bibl. Lichenol.*, Vol. 30. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, pp. 175–200.
- Fields, R.D., St. Clair, L.L., 1984. The effects of SO₂ on photosynthesis and carbohydrate transfer in the two lichens: *Colema polycarpon* and *Parmelia Chlorochroa*. *Am. J. Bot.* 71, 986–998.
- Folkesson, L., 1979. Interspecies calibration of heavy metal concentrations in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. *Water, Air, and Soil Pollution* 11, 253–260.
- Freitas, M.C., 1994. Heavy metals in *Parmelia sulcata* collected in the neighborhood of a coal-fired power station. *Biol. Trace Elem. Res.* 43–45, 207–212.
- Freitas, M.C., Reis, M.A., Alves, L.C., Wolterbeek, H.T., 1999. Distribution in Portugal of some pollutants in the lichen *Parmelia sulcata*. *Environmental Pollution* 106 (2), 229–235.
- Galun, M., Ronen, R., 1988. Interaction of lichens and pollutants. *CRC Handbook of Lichenology* 3, 55–72.
- Garty, J., 1985. The amounts of heavy metals in some lichens of the Negev desert. *Environmental Pollution Ser. B* 10, 287–300.
- Garty, J., 1987. Metal amounts in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. transplanted at biomonitoring sites around a new coal-fired power station after 1 year of operation. *Environ. Res.* 43, 104–116.
- Garty, J., 1988. Comparisons between the metal content of a transplanted lichen before and after the start-up of a coal-fired power station in Israel. *Can. J. Bot.* 66, 668–671.
- Garty, J., 1992. Lichens and heavy metals in the environment. In: Vernet, J.P. (Ed.), *Impact of Heavy Metals on the Environment*, Vol. 2. Elsevier, Amsterdam, pp. 55–131.
- Garty, J., 1993. Lichens as biomonitors for heavy metal pollution. In: Markert, B. (Ed.), *Plants as Biomonitors: Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. VCH, Weinheim, pp. 193–263.
- Garty, J., Amman, K., 1987. The amounts of Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Fe and Mn in some lichens growing in Switzerland. *Environmental and Experimental Botany* 27, 127–138.
- Garty, J., Kauppi, M., Kauppi, A., 1995. Differential responses of certain lichen species to sulphur-containing solutions under acidic conditions as expressed by the production of stress ethylene. *Environ. Res.* 69 (2), 132–143.
- Garty, J., Cohen, Y., Kloog, N., 1998a. Airborne elements, cell membranes, and chlorophyll in transplanted lichens. *J. Environ. Qual.* 27, 973–979.
- Garty, J., Kloog, N., Cohen, Y., 1998b. Integrity of lichen cell membranes in relation to concentration of airborne elements. *Arch. Environ. Contam. and Toxicol.* 34 (2), 136–144.
- Garty, J., Karary, Y., Harel, J., Lurie, S., 1993. Temporal and spatial fluctuations of ethylene production and concentrations of sulphur, sodium, chlorine and iron on/in the thallus cortex in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. *Environmental and Experimental Botany* 33 (4), 553–563.
- Garty, J., Kardish, N., Hagemeyer, J., Ronen, R., 1988. Correlations between the concentration of adenosine triphosphate, chlorophyll degradation and the amounts of airborne heavy metals and sulphur in a transplanted lichen. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17, 601–611.
- Garty, J., Kloog, N., Cohen, Y., Wolfson, R., Karnieli, A., 1997. The effect of air pollution on the integrity of chlorophyll, spectral reflectance response, and on concentration of nickel, vanadium and sulfur in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. *Env. Res.* 74, 174–187.
- Gauslaa, Y., 1985. The ecology of *Lobaria pulmonaria* and *Parmelia caperata* in Quercus dominated forests in south-west Norway. *The Lichenologist* 17, 117–140.
- Gilbert, O.L., 1973. Lichens and air pollution. In: Ahmadjian, V., Hale, M.E. (Eds.), *The Lichens*. Academic Press, New York, pp. 443–472.
- Gilbert, O.L., 1986. Field evidence for an acid rain effect on lichens. *Environmental Pollution (series A)* 40, 227–231.
- Gombert, S., Asta, J., 1997. Monitoring the chlorine pollution of a refuse incinerator using lichens and sphagnum mosses. *Ecologie (Brunoy)* 28 (4), 365–372.
- González, C.M., Pignata, M.L., 1994. The influence of air pollution on soluble proteins, chlorophyll degradation, MDA, sulphur and heavy metals in a transplanted lichen. *Chemistry and Ecology* 9, 105–113.
- González, C.M., Pignata, M.L., 1997. Chemical response of the lichen *Punctelia subrudecta* (Nyl.) Krog transplanted close to a power station in an urban-industrial environment. *Environmental Pollution* 97 (3), 195–203.
- González, C.M., Casanovas, S.S., Pignata, M.L., 1996. Biomonitoring of air pollutants from traffic and industries employing *Ramalina ecklonii* (Spreng.) Mey. and Flot. In Córdoba, Argentina. *Environmental Pollution* 91 (3), 269–277.
- González, C.M., Orellana, L.C., Casanovas, S.S., Pignata, M.L., 1998. Environmental conditions and chemical response of a transplanted lichen to an urban area. *J. Environ. Management* 53 (1), 73–81.
- Gottardini, E., Cristofolini, F., Marchetti, F., 1999. Biomonitoraggio della qualità dell'aria della città di Trento tramite licheni epifiti. *Acqua&Aria aprile*, 67–71.
- Grass, F., Bichler, M., Dorner, J., Holzner, H., Ritschel, A., Ramadan, A., Westphal, G.P., Gwozdz, R., 1994. Application of short-lived radionuclides in neutron activation analysis of biological and environmental samples. *Biol. Trace Elem. Res.* 43–45, 33–46.

- Grasso, M.F., Clocchiatti, R., Carrot, F., Deschamps, C., Vurro, F., 1999. Lichens as bioindicators in volcanic areas: Mt Etna and Vulcano Island (Italy). *Environ. Geology (Berlin)* 37 (3), 207–217.
- Gries, C., 1996. Lichens as indicators of air pollution. In: Nash III, T.H. (Ed.), *Lichen Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 240–254.
- Gries, C., Sanz, M.J., Nash III, T.H., 1995. The effect of SO₂ fumigation on CO₂ gas exchange, chlorophyll fluorescence and chlorophyll degradation in different lichen species from western North America. *Cryptogamic Botany* 5 (3), 239–246.
- Hale, M.E., 1969. *How to Know the Lichens*. Wm. C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa.
- Hale, M.E., 1983. *The Biology of Lichens*. E. Arnold, London.
- Halonen, P., Hyvärinen, M., Kauppi, M., 1993. Emission related and repeated monitoring of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a coastal area, W Finland. *Annales Botanici Fennici* 30, 251–261.
- Hamada, N., Miyawaki, H., 1998. Lichens as bioindicators of air pollution. *Jap. J. Ecol.* 48, 49–60.
- Hart, R., Webb, P.G., Biggs, R.H., Portier, K.M., 1988. The use of lichen fumigation studies to evaluate the effects of new emission sources on class I areas. *JAPCA* 38, 144–147.
- Hawksworth, D.L., 1971. Lichens as litmus for air pollution: a historical review. *Int. J. Environ. Stud.* 1, 281–296.
- Hawksworth, D.L., Rose, F., 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227 (254), 145–148.
- Hawksworth, D.L., Rose, F., 1976. *Lichens as Pollution Monitors*. Instituto of Biology. Studies in Biology, Vol. 66. E. Arnold, London.
- Heath, R.L., Packer, L., 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplast. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acids peroxidation. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 125, 189–198.
- Henriksson, E., Pearson, L.C., 1981. Nitrogen fixation rate and chlorophyll content of the lichen *Peltigera canina* exposed to sulphur dioxide. *Am. J. Bot.* 68, 680–684.
- Herman, R., 1987. Environmental transfer of some organic micropollutants. *Ecological Studies* 61, 68–99.
- Herzig, R., 1993. Multi-residue analysis with passive biomonitoring: a new approach for volatile multi-element contents, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons with lichens in Switzerland and the Principality of Liechtenstein. In: Markert, B., (Ed.), *Plants as biomonitors — indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH Publishers, Weinheim, pp. 286–328.
- Herzig, R., Urech, M., 1991. Flechten als Bioindikatoren, integriertes Mitteländisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. *Bibliotheca Lichenologica* 43, 1–283.
- Herzig, R., Liebendörfer, L., Urech, M., Ammann, K., Guecheva, M., Landolt, W., 1989. Passive biomonitoring with lichens as a part of an integrated biological measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 35, 43–57.
- Hofmann, W., Attarpour, N., Lettner, H., Turk, R., 1993. 137 Cs concentrations in lichens before and after the Chernobyl accident. *Health Phys.* 64 (1), 70–73.
- Holopainen, T., Kauppi, M., 1989. A comparison of light fluorescence and electron microscopic observations in assessing the SO₂ injury of lichens under different moisture conditions. *Lichenologist* 21, 119–134.
- Hyvärinen, M., Crittenden, P.D., 1996. Cation rations in *Cladonia portentosa* as indices of precipitation acidity in the British Isles. *New Phytologist* 132 (3), 521–532.
- Hyvärinen, M., Crittenden, P.D., 1998a. Relationships between atmospheric nitrogen inputs and the vertical nitrogen and phosphorus concentration gradients in the lichen *Cladonia portentosa*. *New Phytologist* 140 (3), 519–530.
- Hyvärinen, M., Crittenden, P.D., 1998b. Growth of the cushion-forming lichen, *Cladonia portentosa*, at nitrogen-polluted and unpolluted heathland site. *Environmental and Experimental Bot.* 40 (1), 67–76.
- Inсарov, G.E., Semenov, S.M., Inсарova, I.D., 1999. A system to monitor climate change with epilithic lichens. *Environ. Mon. Ass.* 55 (2), 279–298.
- Inсарova, I.D., Inсарov, G.E., Semenov, S.M., Braakenhielm, S., Hultengren, S., 1993. Lichen sensitivity and air pollution — a review of literature data. *Govt. Reports Announcements & Index Issue* 17.
- Jackson, L.L., Ford, J., Schwartzman, D., 1993. Collection and chemical analysis of lichen for biomonitoring. *Govt. Reports Announcements & Index Issue* 09.
- James, P.W., 1973. The effect of air pollutants other than hydrogen fluorides and sulphur dioxide on lichens. In: Ferry, B.W., Baddeley, M.S., Hawksworth, D.L. (Eds.), *Air Pollution and Lichens*. The Athlone Press, London, pp. 143–176.
- Jeran, Z., Jacimov, R., Batic, F., Smodis, B., Wolterbeck, H.T., 1996. Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 354 (5–6), 681–687.
- Jones, B.E., Eriksson, O., Nordkvist, M., 1989. Radiocesium uptake in reindeer on natural pasture. *Sci. Total Environ.* 85, 207–212.
- Kardish, N., Ronen, R., Bubrick, P., Garty, J., 1987. The influence of air pollution on the concentration of ATP and on chlorophyll degradation in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. *New Phytol.* 106, 697–706.
- Karlsson, G.P., Sellden, G., Pleijel, H., 1995. Clover as an indicator plant for phytotoxic ozone concentrations: visible injury in relation to species, leaf age and exposure dynamics. *The New Phytologist* 129 (2), 355.
- Kauppi, M., 1976. Fructose lichen transplant technique for air pollution experiments. *Flora* 165, 407–414.
- Khalil, K., Asta, J., 1998. Les lichens, bioindicateurs de pollution atmosphérique dans la région Lyonnaise. *Ecologie* 29 (3), 467–472.
- Knops, J.M.H., Nash III, T.H., Boucher, V.L., Schlesinger, W.L., 1991. Mineral cycling and epiphytic lichens: implications at the ecosystem level. *Lichenologist* 23, 309–321.
- Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, 1995. *Messen von Immissionswirkungen. Measurement of Immission Effects*, Düsseldorf.
- Koranda J.J., 1980. *Studies of boron deposition near geothermal power plants*. US Department of Energy, interim report, UCID 18606. Berkeley.
- Kosugi, H., Jojima, T., Kikugawa, K., 1989. Thiobarbituric acid-reactive substances from peroxidized lipids. *Lipids* 24, 873–881.
- Kral, R., Kryzova, L., Liska, J., 1989. Background concentrations of lead and cadmium in the lichen *Hypogymnia physodes* at different altitudes. *Sci. Total Environ.* 84, 201–209.
- Krouse, H.R., Case, J.W., 1981. Sulphur isotope ratios in water, air and vegetation near Teepee Creek gas plant, Alberta. *Water, Air and Soil Pollution* 15, 11–28.
- Krumgalz, B.S., 1989. Unusual grain size effect on trace metals and organic matter in contaminated sediments. *Marine Pollution Bulletin* 20 (12), 608–611.
- Kwapulinski, J., Seaward, M.R., Bylinska, E.A., 1985. Uptake of 226radium and 228 radium by the lichen genus *Umbilicaria*. *Sci. Total Environ.* 41, 135–141.
- Laaksovirta, K., Olkkonen, H., 1977. Epiphytic lichen vegetation and element contents of *Hypogymnia physodes* and pine needles examined as indicators of air pollution at Kokkola, W. Finland. *Ann. Bot. Fennici* 14, 112–130.
- LeBlanc, F., De Sloover, J., 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48, 1485–1496.
- LeBlanc F., Rao D.N., 1975. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes. In: Mudd, B.J., Koziowski, T.T. (Eds.), *Responses of Plants to Air Pollution*. Academic Press, London–New York, pp. 237–271.
- Lechowicz, M.J., 1982. The effect of simulated acid precipitation on

- photosynthesis in the caribou lichen *Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo. *Water Air Soil Pollut.* 18, 421–430.
- Lerond, M., 1984. Utilisation des lichens pour la cartographie et le suivi de la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.* 15 (1), 7–11.
- Lerond, M., Van Haluwyn, C., Cuny, D., 1996. Lichens et bioindication: réalisations concrètes et exigences éthiques. *Ecologie* 27 (4), 277–283.
- Letrouit-Galinou, M.A., Seaward, M.R.D., Deruelle, S., 1992. On the return of epiphytic lichens to the Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr. Lett. Bot.* 139 (2), 115–126.
- Levin, A.G., Pignata, M.L., 1995. *Ramalina ecklonii* (Spreng) Mey. And Flot. As bioindicator of atmospheric pollution in Argentina. *Canadian J. Bot.* 73 (8), 1196–1202.
- Livens, F.R., Horrill, A.D., Singleton, D.L., 1991. Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Phys.* 60 (4), 539–545.
- Lo Porto, A., Macchiato, M., Ragosta, M., 1992. Bioindicazione della qualità dell'aria tramite licheni epifiti nella provincia di Potenza. *Acqua e Aria* 1 (92), 11–18.
- Loppi, S., 1996. Lichen as bioindicators of geothermal air pollution in central Italy. *Bryologist* 99 (1), 41–48.
- Loppi, S., Bargagli, R., 1996. Lichen biomonitoring of trace elements in a geothermal area (central Italy). *Water Air and Soil Pollution* 88 (1–2), 177–187.
- Loppi, S., Pirintsos, S.A., De Dominicis, V., 1999. Soil contribution to the elemental composition of epiphytic lichens (Tuscany, Central Italy). *Env Mon Ass* 58, 121–131.
- Loppi, S., Chiti, F., Corsini, A., Bernardi, L., 1992a. Preliminary data on the integrated use of lichens as indicators and monitors of atmospheric pollutants in central Italy. *Giornale Botanico Italiano* 126, 360.
- Loppi, S., Corsini, A., Chiti, F., Bernardi, L., 1992b. Air quality bioindication by epiphytic lichens in central-northern Italy. *Allionia* 31, 107–119.
- Loppi, S., Cenni, E., Bussotti, F., Ferretti, M., 1998a. Biomonitoring of geothermal air pollution by epiphytic lichens and forest trees. *Chemosphere* 36 (4–5), 1079–1082.
- Loppi, S., Pacioni, G., Olivieri, N., Di Giacomo, F., 1998b. Accumulation of trace metals in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at biomonitoring sites in central Italy. *Bryologist* 101 (3), 451–454.
- Loppi, S., Nelli, L., Ancora, S., Bargagli, R., 1997a. Passive monitoring of trace elements by means of tree leaves, epiphytic lichens and bark substrate. *Environ. Mon. Ass.* 45 (1), 81–88.
- Loppi, S., Giovannelli, L., Pirintsos, S.A., Putorti, E., Corsini, A., 1997b. Lichen as bioindicators of recent changes in air quality (Montecatini Terme, Italy). *Ecologia Mediterranea* 23 (3–4), 53–56.
- Lupsina, V., Horvat, M., Jeran, Z., Stegnar, P., 1992. Investigation of mercury speciation in lichens. *Analyst* 117 (3), 673–675.
- Manuppella, A., Carlomagno, C., 1990. Air pollution and zonation of epiphytic lichens in the city of Isernia. *Ann. Ig.* 2 (5), 335–341.
- Matthews, K.M., 1981. The use of lichens in a study of geothermal radon emissions in New Zealand. *Environmental Pollution* 24, 105–116.
- Mehelman, M.A., Borek, C., 1987. Toxicity and biochemical mechanisms of ozone. *Environ. Res.* 42, 36–53.
- Méndez, A.O.I., Fournier, O.L.A., 1980. Los líquenes como indicadores de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de San José, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 28 (1), 31–39.
- Menzel, D.B., 1976. The role of free radicals in the toxicity of air pollutants (nitrogen oxides and ozone). In: Pryor, W.A. (Ed.), *Free Radicals in Biology*, Vol. 2. Academic Press, New York, pp. 181–203.
- Mihok, S., Schwartz, B., Wiewel, A.M., 1989. Bioconcentration of fallout ¹³⁷Cs by funghi and red-backed voles (*Clethrionomys gapperi*). *Health Phys.* 57 (6), 959–966.
- Monaci, F., Bargagli, R., Gasparo, D., 1997. Air pollution monitoring by lichens in a small medieval town of central Italy. *Acta Botanica Neerlandica* 46 (4), 403–412.
- Moriarty, F., 1999. *Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems*. Academic Press, London.
- Nash III, T.H., 1989. Metal tolerance in lichens. In: Shaw, A.J. (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 119–131.
- Nash III, T.H., Wirth, V. (Eds.), 1988. *Lichens, bryophytes and air quality*. *Bibl. Lichenol.*, Vol. 30. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin.
- Nash III, T.H., Gries, C., 1995. The use of lichens in atmospheric deposition studies with an emphasis on the Arctic. *Sci. Total Environ.* 160, 729–736.
- Nieboer, E., Richardson, D.H.S., Tomassini, F.D., 1978. Mineral uptake and release by lichens: an overview. *The Bryologist* 81 (2), 226–246.
- Nieboer, E., Ahmed, H.M., Puckett, K.J., Richardson, D.H.S., 1972. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario. *Lichenologist* 5, 291–304.
- Nieboer, E., Richardson, D.H.S., Lavoie, P., Padovan, D., 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*. I. Potassium efflux studies. *N. Phytol.* 82, 621–632.
- Nimis, P.L., 1985. Urban lichen studies in Italy. 1st: the Town of Trieste. *Geobotania* 5/85, 49–74.
- Nimis, P.L., 1986. Urban lichen studies in Italy. 2nd: the Town of Udine. *Geobotania* 7/86, 147–172.
- Nimis, P.L., 1987. I macrolicheni d'Italia, chiavi analitiche per la determinazione. *Atti del Museo Friulano di Storia Naturale*, Udine 8, 101–220.
- Nimis, P.L., 1990. Air quality indicators and indices: the use of plants as bioindicators of monitoring air pollution. Colombo, AG and Premazzi, G, Ispra, Italy, JRC.
- Nimis, P.L., Tretiach, M., 1995. The lichens of Italy — a phytoclimatical outline. *Crypt. Bot.* 5, 199–208.
- Nimis, P.L., Castello, M., Perotti, M., 1990. Lichens as biomonitoring of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* 22, 333–344.
- Nimis, P.L., Lazzarin, A., Lazzarin, G., Gasparo, D., 1991. Lichens as bioindicators of air pollution by SO₂ in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobotanica* 11, 3–76.
- Nimis P.L., Ciccarelli A., Lazzarin G., Barbagli R., Benedet A., Castello M., Gasparo D., Lausi D., Olivieri S., Tretiach M., 1989. I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico nell'area di Schio-Thiene-Breganze (VI). In *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, 16. CO.GE.V. s.r.l., Verona, Ecotema s.r.l., Trieste.
- Notter, M., 1988. Radionuclides in the environment around Swedish nuclear power stations, 1983. *Govt. Reports Announcements & Index Issue* 11.
- Nylander, W., 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 13, 364–372.
- Oksanen, J., Laara, E., Zobel, K., 1991. Statistical analysis of bioindicator value of epiphytic lichens. *Lichenologist* 23 (2), 167–180.
- Olmez, I., Gulovali, M.C., Gordon, G.E., 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.* 19 (10), 1663–1670.
- Oxynos, S.K., Schmitzer, K., Marth, J., Kettrup, P., 1997. PCDD/F and other chlorinated hydrocarbons in matrices of the Federal Environmental Specimen Bank. *Chemosphere* 34 (9–10), 2153–2158.
- Pakarinen, P., Kaistila, M., Hasanen, E., 1983. Regional concentration levels of vanadium, aluminium and bromine in mosses and lichens. *Chemosphere* 12, 1477–1485.
- Palmieri, F., Neri, R., Benco, C., Serracca, L., 1997. Lichens and moss as bioindicators and bioaccumulators in air pollution monitoring. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 16 (2–13), 175–190.

- Palomaki, V., Tynnyrinen, S., Holopainen, T., 1992. Lichen trans-plantation in monitoring fluoride and sulphur deposition in the surroundings of a fertilizer plant and a strip mine an Siilinjärvi. *Ann. Bot. Fenn.* 29 (1), 25–34.
- Pearson, L.C., Henriksson, E., 1981. Air pollution damage to cell membranes in lichens. II. Laboratory experiments. *Bryologist* 84, 515–520.
- Perkins, D.F., 1992. Relationship between fluoride contents and loss of lichens near an aluminium works. *Water Air Soil Pollut.* 64 (3–14), 503–510.
- Phillips, D.J.H., 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. A review. *Environmental Pollution* 13, 281–317.
- Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publ. Ltd, London.
- Piervittori, R., 1998. Biomonitoring with lichens in the lower Susa Valley, Piedmont (Italy). *Acta Horticulturae* 457, 319.
- Pilegaard, K., 1978. Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. *Environmental Pollution* 17, 81–92.
- Pilegaard, K., 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hymogonium physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steel works. *Water, Air, Soil Pollut.* 11, 77–91.
- Pilegaard, K., Rasmussen, L., Gydesen, H., 1979. Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.* 16, 843–853.
- Poblet, A., Andrade, S., Scagliola, M., Vodopivec, C., Curtosi, A., Pucci, A., Marcovecchio, J., 1997. The use of epiphytic Antarctic lichens (*Usnea aurantiacoatra* and *U. antarctica*) to determine deposition patterns of heavy metals in the Shetland Islands, Antarctica. *Sci. Total Environ.* 207 (2–3), 187–194.
- Puckett, K.J., 1988. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition. In: Nash III, T.H., Wirth, W. (Eds.), *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. *Bibl. Lichenol.*, Vol. 30. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, pp. 231–267.
- Puckett, K.J., Finegan, E.J., 1980. An analysis of the element content of lichens from the northwest territories, Canada. *Can. J. Bot.* 58, 2073–2089.
- Quevauviller, Ph., Herzig, R., Muntau, H., 1996. Certified reference material of lichen (CRM 482) for the quality control of trace element biomonitoring. *Sci. Tot. Environ.* 187, 143–152.
- Rao, D.N., LeBlanc, F., 1966. Effects of sulphur dioxide on the lichen alga, with special reference to chlorophyll. *Bryologist* 69, 69–75.
- Richardson, D.H.S., 1988. Understanding the pollution sensitivity of lichens. *Bot. J. Linn. Soc.* 96, 31–43.
- Richardson, D.H.S., 1991. Lichens as biological indicators. Recent developments. In: Jeffrey, D.W., Madden, B. (Eds.), *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press, London, pp. 263–272.
- Richardson, D.H.S., 1992. Pollution monitoring with lichens. *Naturalists' Handbooks* 19. Richmond Publishing, Slough, UK.
- Richardson, D.H.S., 1995. Metal uptake in lichens. *Symbiosis* 18, 119–127.
- Richardson, D.H.S., Puckett, K.J., 1973. Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens. In: Ferry, B.W., Baddeley, M.S., Hawksworth, D.L. (Eds.), *Air Pollution and Lichens*. The Athlone Press, London, pp. 283–298.
- Richardson, D.H.S., Shore, M., Richardson, R.M., 1995. The use of X-ray fluorescence spectrometry for the analysis of plants, especially lichens, employed in biological monitoring. *Sci. Total Environ.* 176 (1–3), 97–105.
- Riga-Karandinos, A.N., Karandinos, M.G., 1998. Assessment of air pollution from a lignite power plant in the plain of Megalopolis (Greece) using as biomonitors three species of lichens; impacts on some biochemical parameters of lichens. *Sci. Total Env.* 215, 167–183.
- Rissanen, K., Rahola, T., 1989. Cs-137 concentration in reindeer and its fodder plants. *Sci Total Environ* 85, 199–206.
- Ronen R., Canaani O., Garhy J., Cahen D., Malkin S., Galun M., 1984. The effects of air pollution and bisulfite treatment in the lichen *Ramalina duriaei* studied by photoacoustics. In: *Advances in Photosynthesis Research, Proceedings of the 6th Congress on Photosynthesis*, 1–6 August 1983, Brussels.
- Ronen, R., Galun, M., 1984. Pigment extraction from lichens with dimethyl sulfoxide (DMSO) and estimation of chlorophyll degradation. *Environmental and Experimental Botany* 24, 239–245.
- Rope, S.K., Pearson, L.C., 1990. Lichens as air pollution biomonitors in a semiarid environment in Idaho. *The Bryologist* 93, 50–61.
- Ross, L.J., Nash III, T.H., 1983. Effects of ozone on gross photosynthesis of lichens. *Env. Exp. Bot.* 23, 71–77.
- Rosbach, M., Jayasekera, R., Kniewald, G., Thang, N.H., 1999. Large scale air monitoring: lichen vs. air particulate matter analysis. *Sci. Total Env.* 232 (1–2), 59–66.
- Rothe, H., Bigdon, M., 1994. Incidence of lichens in the area of the Hamburg airport. *Gesundheitswesen* 56 (10), 563–566.
- Sanz, M.J., Gries, C., Nash III, T.H., 1992. Dose-response relationships for SO₂ fumigations in the *Evernia prunastri* (L.) Ach. and *Ramalina fraxinea* (L.) Ach. *New Phytol.* 122, 313–319.
- Satterwhite, M.B., Ponder Henley, J., Carney, J.M., 1985. Effects of lichens on the reflectance spectra of granitic rock surfaces. *Rev. Sens. Env.* 18, 105–112.
- Sawidis, T., Heinrich, G., Chettri, M.K., 1997. Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece. *Can. J. Bot.* 75 (12), 2216–2223.
- Scheidegger, C., Schroeter, B., 1995. Effects of ozone fumigation on epiphytic macrolichens: ultrastructure, CO₂ gas exchange and chlorophyll fluorescence. *Environmental Pollution* 88, 345–354.
- Schonbek, H., 1968. Influence of air pollution (SO₂) on transplanted lichens. *Naturwissenschaften* 55 (9), 451–452.
- Schumacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M., Müller, L., Jäger, J., 1997. Levels of PCDD/F in grasses and weeds collected near a municipal waste incinerator (1996–1997). *Sci. Total Environ.* 201, 53–62.
- Schumacher, M., Domingo, J.L., Llobet, J.M., Sunderhauf, W., Müller, L., 1998. Temporal variation of PCDD/F concentrations in vegetation samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator (1996–1997). *Sci. Total Environ.* 218 (2–13), 175–183.
- Scott, M.G., Hutchinson, T.C., 1987. Effects of a simulated acid rain episode on photosynthesis and recovery in the caribou-forage lichen, *Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo and *Cladina rangiferina* (L.) Wigg. *New Phytol.* 107, 567–575.
- Seaward, M.R.D., 1992. Large-scale air pollution monitoring using lichens. *GeoJournal* 28 (4), 403.
- Seaward, M.R.D., 1993. Lichens and sulphur dioxide air pollution: field studies. *Env. Reviews.* 1, 73–91.
- Seaward, M.R.D., 1996. Lichens and the environment. In: Sutton, B. (Ed.), *A Century of Micology*. Cambridge University Press, UK, pp. 293–320.
- Seaward, M.R.D., Heslop, J.A., Green, D., Bylinska, E.A., 1988. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to cesium-134 and cesium 137. *J. Environ. Radioact.* 7 (2), 123–130.
- Seaward, M.R.D., Letrouit-Galinou, M.A., 1991. Lichen recolonization of trees in the Jardin du Luxembourg, Paris (France). *Lichenologist* 23 (2), 181–186.F.
- Showman, R.E., 1988. Mapping air quality with lichens — the North American experience. In: Nash III, T.H., Wirth, W. (Eds.), *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. *Bibl. Lichenol.*, Vol. 30. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, pp. 67–90.
- Silberstein, L., Siegel, B.Z., Siegel, S.M., Mukhtar, A., Galun, M., 1996. Comparative studies on *Xanthoria parietina*, a pollution-resistant lichen, and *Ramalina duriaei*, a sensitive species. Evaluation of possible air pollution-protection mechanisms. *The Lichenologist* 28, 367–383.

- Sloof, J.E., 1995. Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants. *Atmos. Environ.* 29, 11–20.
- Sloof, J.E., Wolterbeek, H.T., 1991. National trace element air pollution monitoring survey using epiphytic lichens. *Lichenologist* 23 (2), 139–166.
- Sloof, J.E., Wolterbeek, H.T., 1992. Lichens as biomonitors for radiocesium following the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 16 (3), 229–242.
- Smadis, B., Parr, R.M., 1999. Biomonitoring of air pollution as exemplified by recent IAEA programs. *Biol. Trace Elem. Res.* 71–72, 257–266.
- Sochting, U., 1995. Lichens as monitors of nitrogen deposition. *Cryptogamic Bot.* 5 (3), 264–269.
- St Clair, L.L., Fields, R.D., 1986. A comprehensive approach to biomonitoring of air quality using lichens. A field study. *Am. J. Bot.* 73 (5), 610.
- St Clair, L.L., Fields, R.D., Nakanishi, M., 1986. Biomonitoring of air quality using lichens. A field study. *Am. J. Bot.* 73 (5), 610.
- Stöcker G., 1980. Zu einigen theoretischen und methodischen. Aspekten der Bioindikation. In: Schubert, R., Schuh, J. (Eds.), *Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation (Bioindikation 1)*, Martin-Luther-Universität, Halle (Saale), GDR, pp. 10–21.
- Takala, K., Olkkonen, H., Ikonen, J., Jaaskelainen, J., Puumalainen, P., 1985. Total sulphur contents of epiphytic and terricolous lichens in Finland. *Ann. Botanici Fennici* 2, 91–100.
- Takala, K., Olkkonen, H., Krouse, H.R., 1991. Sulphur isotope composition of epiphytic and terricolous lichens and pine bark in Finland. *Environmental Pollution* 69, 337–348.
- Tarhanen, S., 1998. Ultrastructural responses of the lichen *Bryoria fuscescens* to simulated acid rain and heavy metal deposition. *Annals of Botany (London)* 82 (6), 735–746.
- Tarhanen, S., Metssarinne, S., Holopainen, T., Oksanen, J., 1999. Membrane permeability response of lichen *Bryoria fuscescens* to wet deposited heavy metals and acid rain. *Environmental Pollution* 104 (1), 121–129.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1980. Trace metal speciation in the Yamaska and St. François Rivers (Quebec). *Canada Journal Earth Science* 17, 90–105.
- Thomas, R.S., Ibrahim, S.A., 1995. Plutonium concentrations in lichen of Rocky Flats environs. *Health Phys.* 68 (3), 311–319.
- Tomassini, F.D., Puckett, K.J., Nieboer, E., Richardson, D.H.S., Grace, B., 1976. Determination of copper, iron, nickel, and sulphur by X-ray fluorescence in lichens from the Mackenzie Valley, Northwest Territories, and the Sudbury district, Ontario. *Canadian Journal of Botany* 54, 1591–1603.
- Tonneijk, A.E.G., Posthumus, A.C., 1987. Use of indicator plants for biological monitoring of effects of air pollution: the Dutch approach. *VDI Ber.* 609, 205–216.
- Topcuoglu, S., Van Dawen, A.M., Gungor, N., 1995. The natural depuration rate of ¹³⁷Cs radionuclides in a lichen and moss species. *J. of Environ. Radioactivity* 29 (2), 157–162.
- Trass, H., 1973. Lichen sensitivity to the air pollution and index of poleotolerance (I.P.). *Fol. Crypt. Est., Tartu* 3, 19–22.
- Triulzi, C., Marzano, F.N., Vaghi, M., 1996. Important alpha, beta and gamma-emitting radionuclides in lichens and mosses collected in different world areas. *Annali di Chimica* (86) 11–12, 699–704.
- Van Dobben, H.F., Ter Braak, C.J.F., 1998. Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmos. Environ.* 32 (3), 551–557.
- Van Haluwyn C., Lerond M., 1986. Les lichens et la qualité de l'air. Évolution méthodologique et limites. Ministère de l'environnement. SRETIE.
- Van Haluwyn, C., Lerond, M., 1988. Lichénosociologie et qualité de l'air: protocole opératoire et limites. *Cryptogamie Bryol. Lichenol.* 9 (4), 313–336.
- Wadleigh, M.A., Blake, D.M., 1999. Tracing sources of atmospheric sulphur using epiphytic lichens. *Environmental Pollution* 106, 265–271.
- Wirth, V., 1991. Zeigerwerte von Flechten. *Scripta Geobot.* 18, 215–237.
- Wolterbeek, H.T., Bode, P., 1995. Strategies in sampling and sample handling in the context of large-scale plant biomonitoring surveys of trace element air pollution. *Sci. Total Environ.* 176 (1–3), 33–43.
- Zaharopoulou, A., Lanaras, T., Arianoutsou, M., 1993. Influence of dust from a limestone quarry on chlorophyll degradation of the lichen *Physcia ascendens* (Fr.) Oliv. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50 (6), 852–855.
- Zambrano, A., Nash III, T.H., 2000. Lichen responses to short-term transplantation in Desierto de los Leones, Mexico city. *Environmental Pollution* 107, 407–412.