

ردیابی زودهنگام تهاجم قارچ‌های بیمارگر گیاهی در زیست‌بوم‌های طبیعی

بر اساس اثر پایگاهی با تأکید بر گونه‌های *Phytophthora*^۱

رضا مستوفی‌زاده قلم‌فرسا^۲ و فاطمه سلمانی‌نژاد^۳

چکیده

درک چگونگی ورود و استقرار بیمارگرهای گیاهی، برای پیشگیری از تهاجم‌های جدید آن‌ها، ضروری است. بررسی‌های زیاد در دهه اخیر نشانگر تهاجم‌های زیستی در نتیجه اثر پایگاهی است. به عبارت دیگر، بیمارگرها از محیط یا گیاه میزبان جدید به شکل پایگاه اولیه استفاده می‌کنند تا بعد به‌توانند در زمان مناسب حمله کنند و همه‌گیری به وجود آورند. اثر پایگاهی در بیمارگرهای گیاهی از جمله باکتری‌ها، قارچ‌ها و شبه‌قارچ‌های آمیستی در درختان منطقه‌های شهری دیده شده است. پردیس‌های شهری به طور معمول اولین نقطه تماس بیمارگرهای نوپدید با گیاهان بومی هستند. بیمارگرهای گیاهی بیشتر به دلیل فعالیت‌های متمرکز انسان و ورود گیاهان غیربومی در این منطقه‌ها منتشر می‌شوند. درختان شهری مکان مناسبی برای استقرار بیمارگرهای مهاجمی هستند که به طور تصادفی به منطقه وارد می‌شوند. به احتمال اثر پایگاهی نقش قابل توجهی در ایجاد خسارت‌های درازمدت دارد و هزینه‌های زیادی برای مدیریت بیمارگرهای گیاهی ایجاد می‌کند. در مقابل، برای تشخیص زودهنگام بیمارگرهای جدید یا مهاجم می‌توان از درختان شهری در نقش کشت‌های دیدبان بهره برد و با پیش‌بینی وقوع بیماری، خسارت ناشی از این بیمارگرها را مدیریت کرد. در ایران، نشانه‌هایی دیده شده است مبتنی بر وجود اثر پایگاهی درختان شهری و گیاهان زینتی برای شبه‌قارچ‌های آمیستی. افزون بر این، گزارش‌هایی از وجود گونه‌های بیمارگر جدید در این منطقه‌ها در دست است. هدف از این نوشتار، بررسی ابعاد مختلف اثر پایگاهی در بیمارگرهای گیاهی قارچی و شبه‌قارچی و برنامه‌ریزی برای مدیریت تهدید احتمالی زیست‌بوم‌های طبیعی ایران ناشی از اثر پایگاهی آن‌هاست.

واژه‌های کلیدی: اثر پایگاهی، آمیکوتا، بیمارگرهای نوپدید، تهاجم زیستی، گیاهان دیدبان.

مقدمه

هر تهاجم موفق نیازمند آن است که جمعیت مهاجم ویژه به‌تواند در نقش منبعی برای قلمروهای دور دست و جدید عمل کند. به این پدیده، اثر پایگاهی تهاجمی^۴ گفته می‌شود. یعنی می‌توان جمعیتی موفق از یک مهاجم زیستی را در نقش نیرویی نظامی در نظر گرفت. این نیروی نظامی پیش از تهاجم بیشتر به سرزمین دشمن، در سمت دیگر پل

۱- تاریخ دریافت: ۹۷/۹/۱۱

تاریخ پذیرش: ۹۸/۹/۲۱

۲- نویسنده مسئول، پست الکترونیک: rmostofi@shirazu.ac.ir

۳- به ترتیب، استاد و دانشجوی دکتری دانشگاه شیراز.

پایگاهی به وجود می‌آورد (۵۹)، اما توضیحی متقاعدکننده برای چنین اثر پایگاهی تهاجمی بسیار دشوار است، چون روش‌هایی مناسب برای بازسازی مطمئن مسیرهای تهاجم و در نتیجه بررسی کردن این طرح در مقابل طرح‌های جایگزین وجود ندارد. افزون بر این، برای به دست آوردن تصویری کلی از روند تهاجم جهانی، در اغلب گونه‌ها تعدادی بسیار اندک از جمعیت‌های مهاجم مطالعه شده‌اند (۵۷). درختستان‌های شهری تنوع زیادی دارند و بخش عمده‌ای از زیست‌بوم‌ها را در محیط‌های شهری در بر می‌گیرند (۴، ۳۱، ۸۶). این درختستان‌ها نقش مهمی در حفظ تنوع زیستی دارند (۴). مشخص شده که درختان شهری هواویزه‌های معلق و دیگر آلاینده‌ها را کاهش می‌دهند و برای سلامت انسان مفید هستند (۴).

موضوعی مهم، منفی و به طور معمول نادیده گرفته شده این است که فضای سبز شهری بیشتر زمان‌ها یکی از نخستین نقطه‌های تماس با آفت‌های بیگانه از جمله حشره‌ها و بیماری‌گرهای گیاهی است (۲۶). به دلیل جابه‌جایی پیوسته انسان و ماشین‌ها، تجارت بین‌المللی، انتقال گیاهان موجود در خزانه‌ها و مواد بسته‌بندی از جنس چوب، درختان موجود در ناحیه‌های شهری ممکن است به بیماری‌گرهایی آلوده شوند که به طور تصادفی وارد شده‌اند (۷۹، ۸۸). افزون بر این، درختان شهری به طور معمول به صورت گونه‌های منفرد وجود دارند و ممکن است در جاهای نامساعد واقع شده باشند (۳۳). به دلیل دست‌کاری انسان در تنوع زیستی و ایجاد شرایط تنش‌زا، درختان در برابر حمله بیماری‌گرها قرار می‌گیرند و احتمال استقرار و افزایش تراکم بیماری‌گرهای جدید افزایش می‌یابد (۷۱). به محض استقرار موفقیت‌آمیز بیماری‌گرها در محیط‌های شهری، این عامل‌ها می‌توانند به سیمای سرزمین^۱ جنگل‌های طبیعی و مصنوعی گسترش یابند (۳۲). عاقبت این تهاجم‌ها روی آوردن به فعالیت‌های بسیار پرهزینه برای حذف بیماری‌گر و ایجاد راهبردهای مدیریتی بعد از استقرار آن است. در این مقاله، ضمن توضیح پدیده اثر پایگاهی، به اهمیت آن در بیماری‌شناسی گیاهی با تأکید بر اثر آن بر گونه‌های جنس *Phytophthora* و اثر آن بر محیط‌های درختان شهری و طبیعی پرداخته و شواهدی مبتنی بر وجود این پدیده در ایران آورده شده است. افزون بر این، راهبردهای مدیریتی موجود، کاستی‌های آن‌ها، چالش‌ها و پیشرفت‌هایی در مدیریت از جمله استفاده از درخت‌های شهری به عنوان کاشت‌های دیدبان^۲ نیز بررسی شده‌اند. برتری‌ها و کاستی‌های اثر پایگاهی نیز به تفصیل با بیان نمونه‌های متعدد بیان شده، در پایان پیشنهادها لازم برای رفع برخی از دشواری‌ها و جهت‌گیری پژوهش‌های آینده در دنیا و ایران مطرح شده است.

گونه‌های جنس *Phytophthora* و اهمیت آن‌ها در بیماری‌شناسی گیاهی

جنس *Phytophthora* از مهم‌ترین جنس‌های بیماری‌زای گیاهی در میان شبه‌قارچ‌های دیپلوئید آمیست است (۶۹). این جنس، زیان‌های اقتصادی چشمگیری در سراسر دنیا به بار می‌آورد (۲۱). اگرچه برخی از گونه‌ها مانند *P. infestans* de Bary دامنه میزبانی محدودی دارند، دیگر گونه‌ها مانند *P. cinnamomi* Rands قادرند طیف وسیعی از گیاهان را آلوده کنند (۳۹). بیشتر گونه‌های *Phytophthora* موجب پوسیدگی ریشه و طوقه گونه‌های مختلف گیاهی می‌شوند. خسارت چنین پوسیدگی‌هایی در ریشه و ساقه به ویژه به درختان و بوته‌ها زیاد است. در بسیاری از این نوع بیماری‌ها، بیماری‌گر اغلب ردیابی و تشخیص داده نمی‌شود (۲۱). گیاهان مبتلا به گونه‌های *Phytophthora* ابتدا نشانه‌های کم‌آبی و فقر غذایی را نشان می‌دهند، اما به سرعت ضعیف می‌شوند و به حمله دیگر بیماری‌گرها یا شرایطی

حساس خواهند شد که به اشتباه به عنوان عامل مرگ گیاهان تصور می‌شوند (۱). به تقریب پوسیدگی‌های ریشه و ساقه بر اثر گونه‌های *Phytophthora* در هر منطقه‌ای از جهان که رطوبت خاک برای رشد گیاه حساس زیاد و دما به نسبت پایین (بین ۱۵ تا ۲۳ درجه سلسیوس) است، موجب خسارت به گیاهان می‌شود. گیاهان یکساله، گیاهچه‌ها و درختان جوان ممکن است در چند روز، چند هفته یا چند ماه از بین بروند (۱). در ایران تاکنون بیش از ۲۴ گونه از این بیمارگر گزارش شده است.

حساس بودن درختان شهری نسبت به تهاجم بیمارگرها

درختان در شهرها افزون بر اهمیت غیرقابل‌انکار بوم‌شناختی و اجتماعی‌شان، در برابر فشارهای بی‌شماری قرار می‌گیرند که حساسیت آن‌ها را به بیمارگرهای جدید افزایش می‌دهد. شهرها قطب تجارت بین‌المللی هستند (۴۲، ۵۸) و موقعیت درختان آن‌ها را در برابر فشار زادمایه‌های^۱ بیشتری قرار می‌دهد (۸۶). خاستگاه بسیاری از درختان کاشته شده در شهرها، خزانه‌ها هستند که به نوبه خود مسئول انتشار بسیاری از بیمارگرهای مهاجم درختان محسوب می‌شوند (۷۱).

چون کشت‌های شهری به طور معمول شامل درخت‌هایی از گونه‌های مختلف هستند و احتمال یافتن میزبان مناسب برای استقرار بیمارگرهای تازه‌وارد، زیاد است، اثر پایگاهی در مورد درختان موجود در شهرها به خوبی بررسی شده است (۲۶) (۲۶). افزون بر این، طول عمر میزبان عامل بالقوه‌ای در اندازه جمعیت بیمارگرها است (۱۵). بنابراین درختان در نقش میزبان‌هایی با طول عمر زیاد، نسبت به میزبان‌های با طول عمر کم، به احتمال به بیمارگرهای مهاجم حساس‌تر هستند، اما این امر فرصت‌های بیشتری برای به کارگیری درختان شهری برای شناسایی مسیره‌های تهاجم‌های زیستی فراهم می‌کند.

درختان شهری به بسیاری از عامل‌های تنش‌زا از جمله سطوح زیاد آلودگی‌ها (هوا و آب و خاک)، زخم‌های ناشی از هرس‌های مکرر، تراکم زیاد خاک، و نیز قلیایی شدن خاک ناشی از مواد آهکی و اسیدی شدن خاک حساس هستند (۶۵، ۷۱). افزون بر این، درختان کاشته شده در خیابان به طور معمول فضای کافی برای گسترش ریشه ندارند و ریشه‌هایشان در برابر فعالیت‌های مختلف انسانی قرار می‌گیرند (۸۸). این عامل‌های تنش‌زا همگی موجب می‌شوند که درختان در برابر حمله حشره‌ها و بیمارگرها قرار بگیرند. برای نمونه، چون فاضلاب‌ها، کودهای حیوانی و روان‌آب‌های حاصل از کودهای باغی سرشار از مواد غذایی برای حشره‌ها هستند و این مواد در شهرها وجود ندارند، مقدار گیاه‌خواری حشره‌ها در درختان شهری افزایش می‌یابد (۲۴). در نتیجه، تنوع گونه‌های درختان شهری به‌طور معمول کاهش می‌یابد و به غالب شدن گونه‌ای ویژه از درخت می‌انجامد. در این وضعیت، درختان شهرها بیشتر در برابر طغیان‌های بیمارگرهای مهاجم نهفته قرار می‌گیرند (۴).

مسیره‌های تهاجم

تهاجم‌های حاصل از بیمارگرهای درختان، جز چند استثناء، نتیجه ورود و استقرارهای غیرعمدی بوده‌اند و به‌طور چشم‌گیر نتیجه جانبی فعالیت‌های اقتصادی هستند (۶، ۴۹، ۷۸، ۸۰). جابه‌جایی گیاهان و فراورده‌های گیاهی بر اثر فعالیت‌های انسانی، اولین الگو ورود و استقرار بیمارگرهای جدید هستند (۱۶). جهانی‌سازی^۲ و به ویژه تجارت بین‌المللی، مهم‌ترین پیشران تهاجم‌های زیستی در میان آرایه‌ها^۳ و منطقه‌های مختلف است (۲۲، ۴۹، ۸۳). پرواضح که

تعداد تهاجم‌های بیمارگرهای جنگلی در سده ۲۱، همبستگی مثبتی با افزایش میزان تجارت داشته است (۲۰، ۳۰، ۷۸). جابه‌جایی بین‌المللی گیاهان زنده مهم‌ترین راهی است که بیمارگرهای جنگلی می‌توانند در محیط جدید وارد و مستقر شوند (۱۶، ۴۰، ۵۰، ۵۶). مسیرهای دیگر شامل تجارت چوب و الوار درختان، مواد چوبی و نیز بسته‌های همراه مسافران است (۵۶، ۶۲).

تجارت گیاهان، مهم‌ترین عامل ورود و استقرار بیمارگرهای جدید

تجارت جهانی گیاهان زنده، به ویژه گیاهانی که برای کشت استفاده می‌شوند، مسیر بسیار مؤثری در ورود و استقرارهای تصادفی بیمارگرهای مهاجم در بسیاری از کشورها است (۱۶، ۵۶، ۸۰). نمونه‌ای بسیار قابل توجه در این زمینه، بیمارگر ویرانگر *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man in't Veld است. در ابتدا تصور می‌شد که خاستگاه آن آسیا باشد. این گونه نخستین بار در ایالات متحد آمریکا در میانه دهه ۱۹۹۰ موجب مرگ گسترده انواع بلوط (مانند *Quercus agrifolia* Nee و *Lithocarpus densiflorus* Manos, Cannon & S. H. Oh) در کالیفرنیا شد (۷۶). در همان زمان‌ها نقش بیمارگر دیگری در خزانه اروپا مطرح شد. گونه *P. ramorum* گونه عمومی با دامنه میزبانی گسترده متشکل از ۴۰ جنس مختلف گیاهی است که به سرعت از راه تجارت خزانه و اثر پایگاهی در اروپا و ایالات متحد آمریکا گسترش یافت (۴۵، ۷۶). این گونه تاکنون از ایران گزارش نشده است.

اهمیت مدیریت تهاجم‌های شهری

فرایند تهاجم شامل سه مرحله ورود، استقرار و انتشار بیمارگر است (۵۶). مدیریت بیمارگرهای مهاجم در درختان شهری به سه دلیل اهمیت دارد: اول این که می‌توان از درختان حفاظت کرد، دوم، ارتباط نزدیک بین درختان موجود در شهرها با فازهای تهاجمی بیمارگر تهدیدی برای زیست‌بوم‌های طبیعی چوبی و جنگل‌های مصنوعی است و سوم از دست رفتن درختان در شهرها روی زیبایی‌شناسی، ارزش املاک و مستغلات، سایه‌اندازی، روان‌آب‌ها و سلامت انسان تأثیر می‌گذارد (۴۳، ۶۱).

شهرها به واسطه وجود قطب‌های تجاری و جابه‌جایی انسان‌ها، اولین نقطه تماس برای آفت‌های مهاجم هستند. در نتیجه بسیاری از استقرارهای اولیه در شهرها اتفاق می‌افتند (۲۶، ۵۷). در طول شیب شهری^۱ (نوعی بررسی آماری که در آن متخصصان با به کارگیری و استفاده از زیست‌بوم‌های شهری و مناظر موجود در نواحی شهری، امکان وقوع بیمارگرهای جدید را پیش‌بینی می‌کنند)، هرچه به انتهای شهر نزدیک‌تر شویم، مقدار فراوانی بیمارگرهای جدید افزایش می‌یابد (۲۶). بنابراین، برای تشخیص زودهنگام بیمارگر جدید می‌توان نمونه‌برداری‌ها را روی این منطقه‌های شهری متمرکز کرد، زیرا بیشترین خطر تهاجم در این جاهاست و به کارگیری چارچوب روند تغییر سیمای شهری به این کار کمک می‌کند (۲۶)، به عبارت دیگر، با بررسی محموله‌های وارد شده به گذرگاه‌های موجود در شهرها تشخیص زودهنگام بیمارگرهای گیاهی با دقت بسیار زیاد میسر می‌شود و هرچه این گذرگاه‌ها به زمین‌های کشاورزی و درختان شهری نزدیک‌تر باشند، خطر وقوع بیمارگر بالاتر می‌رود. به محض اینکه جمعیت‌های بیمارگر توانستند روی میزبان مناسبی مستقر شوند، می‌توانند در محیط شهری تکثیر شوند. این نوع شکل‌گیری که به "پایگاه" نیز معروف است (۵۹)، امکان انتقال بیمارگر را به پردیس‌های جنگلی طبیعی و مصنوعی فراهم می‌کند. با گذشت زمان، جمعیت‌های استقرار یافته می‌توانند به رشد و گسترش چنان ادامه دهند که منجر به همه‌گیری شود (۶۱). نمونه‌هایی از این

1. City gradient

همه‌گیری‌ها شامل مرگ ناگهانی نارون در ایالات متحد آمریکا و انگلستان، زوال ناشی از گونه‌های فیتوفتورا در انگلستان، زوال زبان‌گنجشک در انگلستان و مرگ هلندی نارون (اپیدمی دوم) در نیوزیلند است (۴۴، ۷۱). در این مرحله، خسارت ناشی از بیمارگرهای مهاجم از مرز اثر روی یک گونه میزبان فراتر می‌رود، به طور مؤثر می‌تواند کل زیست‌بوم را بی‌ثبات کند و بر حیات وحش، مقدار آب، مهار آتش و جذب کربن اثر بگذارد (۶، ۱۶). افزون بر این، با پیشروی گونه مهاجم، ریشه‌کنی و مهار آن به مرور زمان پرهزینه‌تر و چالش‌برانگیزتر می‌شود و احتمال دستیابی به روش مهار مؤثر کاهش می‌یابد (۵۴، ۵۷، ۶۱).

با کاشت درخت‌های غیربومی در شهر، فرصت برای تهاجم بیمارگرهای جدید به وجود می‌آید. برای نمونه، نارون در نیوزیلند غیربومی است و هیچ ارزش تجاری ندارد، اما بیمارگر مرگ هلندی نارون (*Ophiostoma novo-ulmi* Brasier) جزء ۲۰ بیمارگر زیانبار استقرار یافته در نیوزیلند در نظر گرفته می‌شود (۴۳، ۴۷). به طور کلی سازوکار اصلی در پدیدار شدن بیمارگرهای گیاهی شامل گسترش دامنه میزبانی، دورگه‌سازی^۱ و پرش میزبانی^۲ است (۸۵). اصطلاح پرش میزبانی در سال ۲۰۱۰ برای اولین بار در مورد گونه‌های *P. infestans* de Bary به کار رفت و نتیجه گرفته شد که این بیمارگر بسیار زیانبار با پرش میزبانی به دنبال فرایند گونه‌زایی تکامل یافته است (۷۳). بسیاری از بیمارگرهای نوپدید که انسان آن‌ها را به محیط جدید وارد می‌کند، پرش میزبانی دارند. در این حالت، پس از ورود بیمارگر به منطقه‌های جغرافیایی جدید، میزبان‌ها در برابر بیمارگرهایی قرار می‌گیرند که پیشتر با آن‌ها تکامل توأمی نداشته‌اند و از این رو در برابر بیمارگرها بسیار حساس خواهند بود. بنابراین، بیمارگر به راحتی می‌تواند بر واکنش‌های دفاعی گیاه غلبه و همه‌گیری ایجاد کند (۷۳). برای نمونه، پرش میزبانی در قارچ *Cryphonectria parasitica* Barr از شاه‌بلوط‌های آسیایی به شاه‌بلوط‌های آمریکایی و اروپایی و در آُمیست‌های *P. cinnamomi* از اکالیپتوس‌های استرالیا به بلوط‌های شمال آمریکا و در *P. ramorum* از بلوط‌های شمال آمریکا به کاج اروپایی مشاهده شده است (۸۵). پرش میزبانی می‌تواند بین گونه‌های یک جنس یا حتی بین آرایه‌های غیرمرتبط رخ دهد (۳۴). گاهی این پرش‌ها به سمت گیاهانی است که از میزبان اجدادی فاصله زیادی دارند. بنابراین، پرش میزبانی به احتمال بسیار قوی نقش مهمی در ایجاد اثر پایگامی دارد (۲۱، ۲۲).

چند نمونه دیگر از خسارت ناشی از استقرار بیمارگر در منطقه‌های شهری

در سراسر جهان فهرستی از خسارت‌های فزاینده بیمارگرهای جنگلی مهاجم وجود دارد (۶، ۶۰، ۷۳، ۷۴). در بسیاری از موردها مدرک محکمی برای ورود و تشکیل این بیمارگرها در شهرها و در نتیجه گسترش و انتشار آن‌ها به پردیس‌های طبیعی و مصنوعی وجود دارد. در آفریقای جنوبی بیمارگر ریشه، *Armillaria mellea* Kumm از راه استقرار اولیه در هلند به باغ‌های موجود در کیپ‌تاون وارد شده است (۲۵). یافته‌ها نشان داده‌اند که این بیمارگر به باغ‌های گیاه‌شناسی در جنوب کوه تاپیل در کیپ‌تاون منتقل شدند، جایی که زیست‌بوم‌های حساس طبیعی و بکر مجاور را تهدید می‌کند (۹۰). اولین تشخیص سرخشکیدگی زبان‌گنجشک در انگلستان به واسطه بیمارگر قارچی *Hymenoscyphus fraxineus* Baral, Queloz & Hosoya از خزانه‌ای در جنوب انگلستان (از درخت ارسال شده از هلند) آغاز شد و به دنبال آن رخ دادن طغیان‌هایی گسترده‌تر در پردیس‌های طبیعی، این موضوع را تایید کرد (۲۳). گونه‌های *P. ramorum* و *P. kernoviae* Brasier, Beales & S.A. Kirk بیمارگرهای مهاجمی هستند که طیفی وسیع

از گیاهان زینتی در بریتانیا را آلوده می‌کنند. وقتی این گونه‌ها در محیط‌های شهری مستقر شدند، شروع به پیشروی و انتشار می‌کنند و در گستره وسیع‌تری، درختان بالغ محیط‌های روستایی از بین می‌برند (۱۸، ۹۰). هر دو گونه از راه اثر پایگاهی توانستند خود را در بریتانیا مستقر کنند (۴۸).

اثر اقتصادی تهاجم‌ها

هزینه‌هایی اساسی در ارتباط با تهاجم و استقرار بیمارگرهای جدید وجود دارد، اما برای بسیاری از تهاجم‌ها، این هزینه‌ها به طور قابل اطمینان و کمی ثبت نشده‌اند. در نتیجه، هزینه گونه‌های مهاجم به مقدار کافی در سیاست‌های تجاری محاسبه نشده است (۷). در شهرها، هزینه‌های اقتصادی ناشی از بیمارگرهای مهاجم اغلب مرتبط با تیمار درختان، ریشه‌کنی و جایگزینی است (۶۱). ضمن این‌که خسارت‌های اساسی مرتبط با کاهش ارزش املاک مسکونی نیز وجود دارد (۷). خسارت‌های ناشی از افزایش آتش‌سوزی و خطرهای ایمنی در نتیجه مرگ درختان و خسارت به زیست‌بوم نیز باید محاسبه شود (۵۳). در پژوهش‌های *Aukema et al.* (۷) در مورد بررسی‌های اقتصادی بیمارگرهای جدید گیاهان در ایالات متحد آمریکا، چارچوبی برای تخمین میزان افزایش هزینه‌ها ایجاد شده است. بر اساس برآورد این پژوهشگران، خسارت سالانه ناشی از حمله بیمارگرهای گیاهان جنگلی دست کم به دو میلیارد دلار برای دولت‌های محلی، ۱/۵ میلیارد دلار در ارزش ساختمان‌های مسکونی و یک میلیارد دلار در هزینه‌های مالکان خانه‌ها می‌رسد. افزون بر خسارت‌های اقتصادی، در جاهای زیادی، درختان موجود در پردیس‌های سبز در نتیجه تهاجم‌های جدید از دست می‌روند و غیرقابل جایگزین هستند (۱۶، ۵۵). کسی نمی‌تواند ارزش تاریخیچه تکاملی یا میراث فرهنگی این گیاهان از دست‌رفته را تعیین کند.

مقررات کنونی و محدودیت‌های آن

معیارهای کنونی برای محافظت در برابر بیمارگرهای مهاجم را مجمع بین‌المللی حفاظت از گیاهان (IPPC)^۱، با تشکیل استانداردهای بین‌المللی برای معیارهای مجمع بهداشت گیاهی (ISPM)^۲، وضع کرده است. این دو مجمع با به کارگیری معیارهای بهداشت و سلامت گیاه در سازمان تجارت جهانی (WTO)^۳ به توافق رسیده‌اند (۸۱)، اما کشورهای مختلف راهبردهایی متفاوت برای تضمین سلامت گیاه اتخاذ می‌کنند. برای نمونه، استرالیا و نیوزیلند معیارهای سخت‌گیرانه‌تری نسب به اتحادیه اروپا دارند (۴۰). برابر شیوه‌نامه کنونی، واکاوی خطر آفت‌ها^۴ سازوکاری است که با آن هر موجود می‌تواند به عنوان خطری نهفته نیازمند اتخاذ معیارهای مختلف باشد. دیگر تلاش‌های مبتنی بر کاهش تهاجم یا مهار آن ممکن است شامل بهره‌گیری از آفت‌کش‌ها پیش از استقرار بیمارگر یا بازرسی‌های پیش یا بعد از استقرار باشد (۶).

بازرسی کالاهای وارداتی به‌طور معمول چشمی و برای بررسی امکان وجود نشانه‌هایی از موجوداتی است که در فهرست قرنطینه آمده‌اند، ولی شیوه‌نامه‌ها به طور چشمگیری در بین کشورها متفاوت است. در استرالیا بازرسی باید از تمامی گیاهان محموله باشد، ولی در ایالات متحد آمریکا بازرسی در نمونه‌گیری تصادفی و فقط از ۲٪ از هر واحد در هر محموله است (۴۰). اگرچه تلاش‌ها درباره اعمال معیارهای کنونی اثرهایی مثبت داشته‌اند، اما در برابر تجارت روزافزون جهانی کافی نیستند. بنابراین، خسارت بیمارگرهای مهاجم در محیط‌های جدید ادامه خواهد یافت.

1. International Plant Protection Convention
3. World Trade Organization

2. International Standards for Phytosanitary Measures
4. Pest risk analysis

دو مسئله مهم در ارتباط با ساختار فعلی معیارهای بهداشت گیاه به طور کامل مشهود است. اول، معیارهای بین‌المللی حفظ سلامت گیاه، زیر نظر استانداردهای بهداشت و سلامت گیاه در سازمان تجارت جهانی تعیین می‌شوند، اما در این زمینه، تضاد منافی وجود دارد چون هدف اصلی سازمان تجارت جهانی، بیشتر افزایش تجارت بین‌المللی است تا حفاظت از محیط‌زیست (۱۶، ۶۱، ۷۸). دوم این‌که برای موجودی که در مقابل آن معیارهایی تعریف شود، باید نامی وجود داشته باشد و زیان‌بار شناخته شود. شورش‌های زیادی وجود دارد که آفت‌ها و بیمارگرهای گیاهی خسارت‌زای جنگلی پیش از رسیدن آن‌ها به محیطی جدید برای علم ناشناخته‌اند یا اگر هم شناخته شده باشند در گستره بومی‌شان مشکلی ایجاد نکرده‌اند. بنابراین، عامل بیماری‌زا قابل تشخیص نیست و نمی‌توان آن را در محل‌های بازرسی متوقف کرد (۱۶، ۶۳، ۷۸، ۸۲، ۹۱).

بسیاری از برنامه‌های امنیت زیستی برای متمرکز کردن پایش‌های خود از اطلاعات جغرافیای زیستی استفاده می‌کنند، اما حتی در مورد گونه‌های مهاجم شناخته شده، اطلاعات در مورد پراکنش آن‌ها به طور معمول ناقص است (۸۳). برای نمونه، خاستگاه بسیاری از گونه‌های *Phytophthora* نامعلوم است (۴۸). گیاهانی که با تجارت‌های مختلف جابه‌جا می‌شوند، گواهی بهداشتی دارند که کشور صادرکننده برای آن تهیه می‌کند. این گواهی نشان می‌دهد کالاهای مرتبط با آن عاری از هر گونه آفت و بیماری فهرست شده است (۱۶)، اما بازرسی‌ها (چه در کشور صادرکننده و چه در کشور واردکننده) بیشتر به صورت چشمی است و بنابراین برای تشخیص موجودهای میکروسکوپی کافی نیست (۱۶). این امر نمونه بسیار بارزی برای گونه‌های جنس *Phytophthora* است که محیط‌گلدان یا حتی ریشه‌های نشای گیاهان ممکن است با اسپورهای استراحتی آلوده باشند، اما گیاه بدون نشانه‌های بیماری باشد (۱۶، ۳۰، ۶۵). در اروپا گونه‌های جدید و خسارت‌زای *Phytophthora* از تعداد زیادی از گیاهان دارای گواهی سلامت اتحادیه اروپا جداسازی شده‌اند (۵۰). با وجود معیارهای قرنطینه‌ای بسیار شدید، گونه‌های این جنس در بارهای ارسال شده از خزانه و وارد شده در مرزهای استرالیا تشخیص داده نشده‌اند (۲۸، ۷۲). بخشی از مشکل نیز در حجم زیاد گیاهان تجارتي است. برای نمونه در ایالات متحد آمریکا سالانه میلیون‌ها گیاه صادر می‌شوند (۵۶) و بازرسی استاندارد تنها ۲٪ هر یک از محصولات را در هر بار ارسال شده شامل می‌شود (۴۱).

قارچ‌ها و موجودهای شبه‌قارچی بیشتر در مطالعات بوم‌شناختی، به ویژه بوم‌شناسی تهاجمی، کمتر نمایان می‌شوند که دلیل آن نبود دانش کافی از تنوع زیستی و بوم‌شناسی قارچ‌هاست (۲۹). برآوردها نشان می‌دهند کمتر از ۷٪ قارچ‌های جهان در حال حاضر شناخته شده هستند (۲۷) و این ناکارایی در شناخت قارچ‌ها در کمبود سیستم‌های امنیت زیستی کنونی تجلی می‌کند (۲۸). هدف اگر شناسایی قارچ‌ها و شبه‌قارچ‌های بیمارگر گیاهی باشد، باید اطلاعات دی‌ان‌ای مد نظر گرفته شوند. همچنین، استفاده از فناوری‌های موجود بارکدگذاری دی‌ان‌ای و دسترسی بهتر به فراداده‌ها؛ به ویژه نوسازی سامانه‌های سلامت گیاهی برای مقابله با خطرهای نهفته تجارت کنونی، مورد نیاز خواهد بود (۵۰، ۹۱). با در نظر گرفتن شکست در اعمال معیارهای امنیت زیستی، تشخیص اولیه می‌تواند خط دوم دفاعی در نظر گرفته شود (۲۶). بررسی‌های هدفمند متمرکز روی منطقه‌های با تهاجم پرخطر، اگرچه پرهزینه هستند، اما به احتمال قوی می‌توانند به طور بسیار مؤثری جلو ورود گونه‌های خارجی مهاجم را بگیرند و بنابراین سودمندی‌های اقتصادی زیادی به ارمغان آورند (۲۶، ۳۵). شماری از مقاله‌های مروری در مورد بیمارگرهای جنگلی

مهاجم، استفاده از کشت‌های دیدبانی را به عنوان گزینه‌ای برای افزایش احتمال تشخیص زودهنگام و شناسایی بیمارگرهای احتمالی آینده برجسته کرده‌اند (۲۲، ۴۱، ۴۶، ۶۱، ۸۸). درختان شهر (از جمله درختانی که در باغ‌های گیاه‌شناسی وجود دارند) می‌توانند به عنوان تله‌هایی برای به دام انداختن آفت‌های منطقه‌های اطراف به کار گرفته شوند و اگر در مجاورت منطقه‌های خطرناک‌تر مانند بندرها و گذرگاه‌ها قرار بگیرند، می‌توانند هشدارهایی زودهنگام از تهاجم بیمارگرهای نهفته بدهند (۲۲، ۸۸).

اثر تغییرهای اقلیمی بر انتشار بیمارگرها و پدیده اثر پایگاهی

بررسی‌ها نشان می‌دهند انسان نقش بسیار مؤثری در ورود و استقرار بیمارگرهای زیانبار به فضای شهری و در نتیجه انتشار آن‌ها به پردیس‌های طبیعی دارد. درختان شهری ممکن است با تغییر اقلیم دچار حساسیت شوند (۸۸). در نتیجه مدیریت بیمارگرهای درختی مهاجم در محیط شهری بسیار اهمیت دارد. اهمیت مدیریت این درخت‌ها نیز در فراهم کردن اهمیت بوم‌شناختی، خدمات محیط‌زیستی و اجتماعی است، اما این امر نیز اهمیت دارد که جلوگیری از استقرار جمعیت‌های مهاجم گرفته شود تا توانایی انتشار به جنگل‌های اطراف را نداشته باشند. با بهره‌گیری از جهانی شدن روزافزون و در مقابل تغییرهای اقلیمی این خطرها وخیم‌تر می‌شوند. بنابراین، تغییرهای اقلیمی می‌توانند برای بیمارگرهای مختلف به نفع پدیده اثر پایگاهی باشد. در بریتانیا به تازگی مقاله مروری بسیار قوی در مورد اثر تغییرهای اقلیم روی حساسیت درختان شهری ارائه شده است (۸۸). بر اساس نتیجه‌گیری این مقاله، تغییرهای اقلیمی به احتمال، تنش‌های فیزیولوژیک را در درختان شهری زیاد می‌کنند و بیشتر آن‌ها را در برابر حمله بیمارگرها قرار می‌دهند. همچنین پیش‌بینی شده که تغییرهای اقلیمی محیط مطلوب‌تری برای بسیاری از بیمارگرهای جدید فراهم می‌کنند که به معنی افزایش احتمال وقوع اثر پایگاهی است. بر اساس پیشنهاد Santini et al. (۸۰) تغییرهای اقلیمی ممکن است سرعت تهاجم‌های ناشی از بیمارگرهای جدید جنگل‌ها را در اروپا افزایش دهند. پژوهش‌های Ramsfield et al. (۷۴) اثر تجمعی بیمارگرهای جدید و تغییرهای اقلیمی را روی سلامت درختان و جنگل‌های جهانی برجسته کرده است.

باغ‌های گیاه‌شناسی به عنوان مرکزهای دیدبانی

وجود باغ‌های گیاه‌شناسی در سراسر جهان فرصتی منحصر به فرد برای پژوهش‌های دیدبانی فراهم می‌کنند (۱۹). این مجموعه‌های گیاهی به طور معمول میزبان طیفی وسیع از گونه‌های درختی گوناگون (دیدبان) مربوط به منطقه‌های مختلف جهان هستند. بنابراین، وجود این درختان فرصتی برای تعیین حساسیت به بیمارگرهای نهفته‌ای ایجاد می‌کنند که هنوز در گستره بومی آن‌ها وارد نشده‌اند (۱۲). اما مشخص است که به شبکه‌های ارتباطی جهانی برای مقابله با هر دو نوع تهاجم استقرار یافته و تهاجم‌های نهفته آینده نیاز خواهد بود (۱۹، ۹۱). شبکه دیدبانی بین‌المللی گیاهی (IPSN)^۱ در سال ۲۰۱۳ به‌عنوان برنامه‌ای برای هماهنگی تبادل داده‌ها ایجاد شد و از پژوهش‌ها در باره گیاهان دیدبان باغ‌های گیاه‌شناسی حمایت کرد (۱۴). این شبکه با ایجاد ارتباط بین کارشناسان مستقر در باغ‌های گیاه‌شناسی، متخصصان گیاه‌پزشکی و سازمان‌های حفاظت ملی گیاهان در سراسر جهان و نیز با حمایت‌های تشخیصی، نیازهای باغ‌های گیاه‌شناسی را برای پرداختن به این پژوهش‌ها تأمین می‌کند (۱۴). هدف اصلی

این شبکه ایجاد سامانه‌ای هشداردهنده زودهنگام و کسب اطلاعات از بیمارگرهای جدید و در حال پدیدار شدن است (۱۲). فهرستی از موردها که باغ‌های گیاه‌شناسی اولین نقطه‌های تشخیص بیمارگرهای گیاهی بوده‌اند، ارائه شده است (۱۴). همچنین، با مطالعه کشت‌های دیدبان می‌توان به برخی گزینه‌های مهار زیستی برای مدیریت آفت‌های مهاجم دست یافت (۱۹، ۷۷، ۸۹).

محیط‌های شهری فرصتی برای تشخیص زودهنگام تهاجم گونه‌های *Phytophthora*

جهانی‌سازی منجر به افزایش ورود غیرعمد بیمارگرهای گیاهی شده است. بسیاری از تهاجم‌های مصیبت‌بار در هر دو سیستم طبیعی و کشاورزی با انتشار توسط انسان آغاز شده است. گونه‌های *Phytophthora* گروهی از بیمارگرهای گیاهی مهاجم هستند که موجب همه‌گیری بسیاری از بیماری‌های مهم گیاهی می‌شوند و این گونه‌ها نیز از این امر مستثنی نیستند. به دنبال انتشار اولین فیلوژنی مبتنی بر دی‌ان‌ای *Phytophthora* (۲۷)، ده‌ها مقاله به توصیف گونه‌های *Phytophthora* پرداخته‌اند (۴۸). هدف این مقاله‌ها، برجسته‌سازی الگوهای ورود اخیر این بیمارگر و نیز فراهم کردن بینشی برای ایجاد ابتکار عمل برای ردیابی زودهنگام این بیمارگر بوده است (۷۶). در یک بررسی، ۷۲ مقاله از سال ۲۰۰۱ تا ۲۰۱۶ ارزیابی شدند که ۹۸ گونه *Phytophthora* را توصیف می‌کردند (۴۸). از ۹۱ گونه با داشتن اطلاعات موقعیت جغرافیایی و محل جداسازی، ۲۲٪ از گونه‌های تیپ از مناطق شهری، ۳۳٪ از محیط‌های کشاورزی و ۴۵٪ از محیط‌های طبیعی جدا شدند (۴۸). مهم‌ترین منابع در محیط شهری، خزانه‌های تجاری گیاهان زینتی بودند. این امر به‌ویژه در مورد *P. ramorum* صدق می‌کرد که گونه‌ای با خسارت و همه‌گیری چندگانه در سراسر جهان است (۱۷). جدایه‌های گونه‌های *P. iranica* Ershad، *P. persiana* Mostowf., D.E.L. Cooke & Banihash. و *P. pistaciae* Mirab. برای نخستین بار از ایران جداسازی و توصیف شده‌اند، اما هیچ یک از این گونه‌ها از زیست‌بوم‌های طبیعی ایران یا درختان زینتی در محیط‌های شهری گزارش نشده‌است (۳۵، ۶۶، ۷۰، ۸۰). تاکنون به جز جدایه‌های *P. pseudocryptogea*، گزارشی از وجود سایر گونه‌ها در دیگر منطقه‌های جهان در دست نیست.

اثر پایگاهی در پایش گونه‌های *Phytophthora* و چشم‌انداز آتی

پروژه‌هایی برای بررسی و پایش گونه‌های *Phytophthora* ایجاد شده‌اند که شامل برنامه مرگ ناگهانی بلوط بلیتز^۱ و برنامه پایش حرکت گونه‌های *Phytophthora*^۲ در ایالات متحد آمریکا، نیوزیلند و آفریقای جنوبی است (۴۸). در آمریکا این کار برای پایش *P. ramorum* است که در آن نقاط بحرانی پدیدار شدن بیمارگر در محیط‌های شهری و طبیعی مشخص شده است (۶۴). در نیوزیلند سرخشکیدگی درخت کائوری (*Agathis australis* Loudon) یکی از عامل‌های بسیار خسارت‌زا می‌باشد، این سرخشکیدگی را *P. agathidicida* Weir, Beever, Pennycook & Bellgard ایجاد می‌کند. این برنامه به پایش همگانی آن کمک فراوانی کرده است. در آفریقای جنوبی نیز از این برنامه برای شناسایی گونه‌های مختلف *Phytophthora*، به‌ویژه *P. ramorum* در درختان مختلف استفاده شده است (۴۸).

در ایران نشانه‌هایی مبتنی بر وجود اثر پایگاهی در مورد گونه‌های *Phytophthora* یافت می‌شود. گونه‌هایی مانند *P. cryptogea* Pethybr & *P. palmivora* Butler، *P. cactorum* Schröt، *P. nicotianae* Breda de Haan و *P. drechsleri* Tucker، Laff. در ایران نخستین‌بار از گیاهان زینتی مانند عرعر، خرزهره، اطلسی،

شمعدانی، گل داوودی و درخت سرو جداسازی شده‌اند (۳، ۳۶، ۳۷، ۵۱، ۶۷)، اما جداسازی این بیمارگرها در سال‌های بعد نشان داده است که این گونه‌ها می‌توانند روی طیفی وسیع از میزبان‌های طبیعی و زراعی وجود داشته باشند (۵، ۱۰، ۳۸، ۵۲، ۶۸، ۷۵). به تازگی بررسی روی درختان زینتی در ۱۱ منطقه از شهرستان شیراز نیز نشانگر تنوع گونه‌ای در شبه‌قارچ‌های آلمیستی و وجود گونه‌هایی از *Phytophthora* شامل *P. nicotianae*، *P. capsici* و *P. cactorum* روی این گیاهان است که به احتمال بسیار قوی بیمارگرهای درختان شهری به ویژه درختان کاج و سرو در این منطقه هستند (۷۳). گونه‌های *P. nicotianae*، *P. cryptogea* و *P. cactorum* نیز تاکنون چندین بار از درختان شهری شهرستان شیراز جداسازی شده‌اند (۲، ۱۱، ۵۲، ۷۳). مشاهده نگارندگان نیز نشانگر وجود گونه‌های توصیف نشده‌ای از *Oomycota* با درون‌مایه بیماری‌زایی در فراریشه درختان شهری است. این یافته‌ها پدید آمدن اثر پایگاهی گونه‌های *Phytophthora* را در منطقه‌های شهری ایران محتمل می‌کند.

به دلیل انتشار اغلب گونه‌های جنس *Phytophthora* به منطقه‌های جدید با تجارت گیاهان، پیشنهاد می‌شود محیط‌های شهری پایش شوند. از آنجایی که شهرها دارای گذرگاه‌های متعددی برای ورود بیمارگرهای جدید هستند، می‌توانند به عنوان نواحی بحرانی برای تشخیص زودهنگام بیمارگرهای گیاهی شناخته شوند (۶، ۶۲). این پایش باید به ویژه در مورد کشورهای بی‌کار رود که تجارت بین‌المللی گیاهی در آن‌ها رایج است. خزانه‌های گیاهان زینتی در اطراف شهرها نیز باید پایش شوند. تعداد گونه‌های *Phytophthora* از ۵۰۰ فراتر تخمین زده شده است (۱۶)، از این رو پیش‌بینی می‌شود بخشی از زیرمجموعه کنونی گونه‌های کشف نشده *Phytophthora* در این منطقه‌ها یافت شوند (۴۸). پایش خزانه‌ها و اطراف شهرها اهمیت ویژه‌ای دارد، زیرا این منطقه‌ها در مقابل خطر آلودگی به گونه‌های بسیار زیان‌باری مانند *P. ramorum* قرار دارند. این گونه نمونه بسیار خوبی از گونه‌های *Phytophthora* است که در آغاز در محیط شهری کشف شد و شاهدهی دال بر پدیدار شدن بیمارگر از راه تجارت مواد گیاهی موجود در خزانه‌هاست (۵۰، ۷۶، ۸۴). پس اگر پایش در این منطقه‌ها متمرکز باشد، احتمال تشخیص زودهنگام و پاسخ به‌موقع و مورد نیاز را برای پیش‌گیری از پیشرفت گونه‌های این جنس و انتقال آن‌ها به محیط‌های طبیعی و کشاورزی فراهم می‌کند. این کار موجب می‌شود که کشورهای با منابع محدودتر به‌توانند با پایش به‌موقع، گونه‌های زیان‌بار این جنس را شناسایی کنند و برای مهار آن گام‌هایی بردارند.

از میان گونه‌های *Phytophthora* که تاکنون بررسی شده‌اند، تنها یک سوم آن‌ها از محیط‌های کشاورزی جداسازی شده‌اند (۴۸). با این حال، پایش‌ها بیشتر مرتبط با فراورده‌های کشاورزی است چون بیشتر کشاورزان بومی گزارش‌هایی از جدیدترین تهاجم‌ها را ارائه می‌کنند (۴۸). برای نمونه اگر نوعی بیماری ویژه در یکی از فراورده‌های کشاورزی مشاهده شود، برای تعیین نوع مسئله مورد نظر، گونه‌های مهاجم جدید نیز شناسایی و توصیف خواهند شد، اما تشخیص و شناسایی عامل بیماری‌زا بستگی دارد به سطح تحصیلات، میزان دسترسی به گروه‌های علمی و دانش لازم برای تشخیص مسئله در حکم مسئله‌ای زیستی. این امر در بسیاری از کشورهای در حال توسعه اتفاق نمی‌افتد. در چنین حالت‌ها هرچه آگاهی از خطرها و نتیجه هجوم بیمارگرهای گیاهی زیاده‌تر شود، گزارش‌های متعدد و زودهنگامی از هجوم بیمارگرها به‌دست می‌آید که به نوبه خود می‌تواند به توصیف گونه‌ها و برداشتن گام‌های مدیریتی به موقع کمک کند. بررسی تخصصی خزانه‌های گیاهان زینتی باعث جلوگیری از هجوم بیمارگرهای ناشناخته و حرکت آن‌ها از خزانه‌ها به محیط‌های طبیعی یا شهری می‌شود و از پیشروی بیمارگر به سایر نقاط جلوگیری می‌کند. بنابراین، پایش

خزانه‌های گیاهان زینتی باید اولویت تمامی کشورها باشد زیرا در برابر خطر لحظه‌ای فرار بیمارگر قرار دارند، اما سطح شهرها نیز باید به بررسی‌های گسترده دست‌زد. پس افزون بر برنامه‌های پایش در خزانه‌ها، پایش خارج از خزانه‌ها نیز باید در پیش گرفته شود. ضرورت این امر وقتی آشکار می‌شود که در خزانه بیمارگری بسیار مهاجم تشخیص داده شود. در این صورت پایش تمامی منطقه‌های شهری اطراف فرصتی فراهم می‌آورد برای ریشه‌کنی بیمارگر جدید مهاجم، پیش از فرار آن و حمله به محیط طبیعی.

بسیاری از گونه‌های *Phytophthora* از روان‌آب‌های مخزن‌های موجود در خزانه‌ها جداسازی شده‌اند و حرکت آن‌ها از محیط‌های آبی به زیست‌بوم‌های خشک‌تر مشاهده شده است (۴۸). پایش این منطقه‌ها به همراه خزانه‌ها بهترین فرصت را برای شناسایی گونه‌هایی فراهم می‌کند که به تازگی وارد شده و استقرار یافته‌اند، پیش از این که به دیگر محیط‌ها فرار کنند. پایش در محیط‌های شهری مانند بقایای اطراف یا باغ‌های عمومی و منطقه‌های طبیعی که در آن‌ها فعالیت انسانی زیاد است (مانند پارک‌های ملی)، فرصت‌هایی برای تشخیص زود هنگام تهاجم گونه‌های *Phytophthora* فراهم می‌کند. اهمیت پایش این منطقه‌ها به‌طور کامل مشخص شده است و این پایش زیر نظر شبکه دیدبانی بین‌المللی گیاهی پایش می‌رود (۱۳). اگرچه آموزش افراد متخصص برای پایش خزانه‌های گیاهان زینتی برای بازرسی بسیار اهمیت دارد، اما آموزش افراد غیرمتخصص با برنامه‌هایی مانند آی‌پی‌اس‌ان و پروژه‌های افزایش آگاهی شهروندان نیز در محیط‌های وسیع شهری، باعث بهبود و افزایش سرعت روند تشخیص می‌شود.

برنامه‌های متعدد گفته شده اگرچه بسیار کارآمد بوده‌اند، اما اغلب در مورد باغ‌های گیاه‌شناسی یا خزانه‌های درختان زینتی مطرح شده‌اند در حالی که از بسیاری از گیاهان یکساله یا علف‌های ناخواسته (هرز) نیز می‌توان برای کشت‌های دیدبان استفاده کرد. بسیاری از گونه‌های *Phytophthora* بیمارگرهای مهم گیاهان زراعی ایران هستند که همزمان در علف‌های ناخواسته نیز قابل ردیابی‌اند مانند *P. melonis* Katsura و *P. drechsleri* (۸، ۹). بنابراین، استفاده از گیاهان یکساله یا علف‌های ناخواسته در ایران به عنوان کشت دیدبان جالب توجه است. همچنین، نیاز به پایگاه‌های اطلاعاتی بسیار جامع‌تر و کامل‌تر در این زمینه احساس می‌شود، زیرا تنها سه پایگاه در مورد گونه‌های *Phytophthora* ایجاد شده‌اند (برنامه مرگ ناگهانی بلوط بلیتز، برنامه پایش حرکت گونه‌های *Phytophthora* در آمریکا و نیوزیلند برای *P. ramorum* و در آفریقای جنوبی برای *P. agathidicida*) که هر یک تنها یک گونه را پوشش می‌دهد.

نتیجه‌گیری

به طور کلی پدیده اثر پایگاهی از یک جهت به بیمارگر برای استقرار و حرکت به نقاط دوردست کمک می‌کند و از سوی دیگر می‌تواند به عنوان ابزاری بسیار کارآمد به متخصصان برای تشخیص زود هنگام بیمارگر و برداشتن گام‌های مدیریتی لازم کمک کند. بهره‌گیری از این پدیده به‌ویژه در باغ‌های گیاه‌شناسی کمک شایانی به مدیریت به موقع بیماری‌های خطرناک گیاهی خواهد کرد. به دلیل فراوانی و تنوع گونه‌های *Phytophthora* که در منطقه‌های شهری یافت شده‌اند و نیز توانایی این بیمارگرها در حرکت به محیط‌های جدیدتر، به طور کلی پیشنهاد می‌شود که فعالیت‌های پایش در شهرها در اولویت قرار گیرند. این تمرکز به‌ویژه در کشورهای دارای منابع محدودتر مانند ایران باید بسیار وسیع‌تر و دقیق‌تر باشد. وجود متمرکز گونه‌های *Phytophthora* در محیط‌های شهری در کشورهای مختلف جهان و به‌ویژه در ایران احتمال پدیده اثر پایگاهی را در این گونه‌ها تشدید می‌کند. با وجود

سامانه‌های کاربردی متعدد برای پایش این گونه‌ها و نیاز به افراد متخصص برای تشخیص اولیه آن‌ها، آموزش و تشویق افراد غیرمتخصص نیز می‌تواند به تشخیص زودهنگام بیمارگر پیش از فرار آن از پایگاه کنونی آن کمک شایانی کند. وجود افراد متخصص در منطقه‌ای ویژه می‌تواند منجر به افزایش گزارش‌های بیماری از آن منطقه شود، اما امروزه با وجود تسهیل رفت و آمد پژوهشگران به نقطه‌های مختلف و استفاده از ابزارهای الکترونیک برای ارسال داده‌هایی مانند تصویر، فرصت شناسایی زود هنگام را بیشتر کرده است. ایجاد پایگاه‌های اطلاعاتی دقیق‌تر و جامع‌تر نیز می‌تواند به تشخیص زودهنگام بیمارگرها به‌هنگام ورود، استقرار و انتشار آن‌ها و پیش از وقوع همه‌گیری‌های گسترده کمک کند. تجربه‌های عملی برخی کشورها، مانند استرالیا (۲۱)، الگوی خوبی در این زمینه برای ایران خواهد بود.

منابع

1. Agrios, G.N. 2005. Plant Pathology. Elsevier Science. The Netherlands. 858 p.
2. Akbarpour, K. and Z. Banihashemi. 1998. Reaction of *Citrus* spp. to *Phytophthora* gummosis. Iran. J. Plant Pathol. 34:18-31.
3. Alizadeh, A. 1988. Collection and determination of *Phytophthora* species in Khuzestan. Ann. Res. Rept 1:196-202.
4. Alvey, A.A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. Urban For. Urban Gree. 5:195-201.
5. Arzanloo, M., M. Okhovat and G.A. Hedjaroude. 2000. Identification of fungi associated with suger beet root rot in Karaj region. Proc. 14th Plant Prot. Cong. Esfahan Univ. (in Farsi).
6. Aukema, J.E., D.G. McCullough, B. Von Holle, A.M., Liebhold, K. Britton and S.J. Frankel. 2010. Historical accumulation of nonindigenous forest pests in the continental United States. Bioscience 60:886-897.
7. Aukema, J.E., B. Leung, K. Kovacs, C., Chivers, K.O. Britton, J. Englin and D.G. McCullough. 2011. Economic impacts of non-native forest insects in the continental United States. PLoS One 6: e24587.
8. Banihashemi, Z. 1983. Detection and isolation of *Phytophthora* spp. in citrus soil and their distribution in citrus growing areas of southern Iran. Proc. 7th Plant Prot. Cong. Karaj Univ. (in Farsi).
9. Banihashemi, Z. 1987. *Chrozophora tinctorial* a susceptible natural host for several species of *Phytophthora* in Fars Province of Iran. Phytophthora Newsletter. 14:6.
10. Banihashemi, Z. 1991. Root and crown rot of walnut in Fars Province. Proc. 10th Plant Prot. Cong. Kerman Univ. (in Farsi).
11. Banihashemi, Z. and A. Sartipi. (2004). Identification of *Phytophthora* species associated with stone fruits crown rot in Fars Province and reaction of certain rootstock to *P. cactorum*. J. Sci. & Technol. Agr. Natur. Resour. 8:241-249.
12. Barham, E. 2016. The unique role of sentinel trees, botanic gardens and arboreta in safeguarding global plant health. Plant Biosyst. 150:377-380.
13. Barham, E., S. Sharrock, C., Lane and R. Baker. 2015. An international plant sentinel network. Sibbaldia J. Bot. Gard. Hort. 13:83-98.
14. Barham, E., S. Sharrock, C. Lane and R. Baker. 2016. The international plant sentinel network: a tool for regional and national plant protection organizations. EPPO Bull. 46:156-162.
15. Barrett, L.G., P.H. Thrall, J.J. Burdon and C.C. Linde. 2008. Life history determines genetic structure and evolutionary potential of host-parasite interactions. Trends Ecol. Evol. 23:678-685.
16. Brasier, C.M. 2008. The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants. Plant Pathol. 57:792-808.
17. Brasier, C.M., S. Denman, A. Brown and J. Webber. 2004. Sudden oak death (*Phytophthora ramorum*) discovered on trees in Europe. Mycol. Res. 108:1108-1110.
18. Brasier, C.M., P.A. Beales, S.A. Kirk, S. Denman and R.O.S.E. Joan. 2005. *Phytophthora kernoviae* sp. nov., an invasive pathogen causing bleeding stem lesions on forest trees and foliar necrosis of ornamentals in the UK. Mycol. Res. 109:853-859.
19. Britton, K., P. White, A. Kramer and G. Hudler. 2010. A new approach to stopping the spread of invasive insects and pathogens: early detection and rapid response via a global network of sentinel plantings. N. Z. J. For. Sci., 40:109-114.

20. Brockerhoff, E.G., M. Kimberley, A.M. Liebhold, R. Haack and J.F. Cavey. 2014. Predicting how altering propagule pressure changes establishment rates of biological invaders across species pools. *Ecology*, 95:594-601.
21. Burgess, T.I., K. McDougall, P. Scott, G. Hardy, J. Garnas. 2019. Predictors of *Phytophthora* diversity and community composition in natural areas diverse Australian ecoregions. *Ecography*, 42:559-577.
22. Burgess, T.I. and M.J. Wingfield. 2017. Pathogens on the move: a 100-year global experiment with planted eucalypts. *Bioscience*, 67:14-25.
23. Chavez, V., S. Parnell and F. Bosch. 2015. Designing strategies for epidemic control in a tree nursery: the case of ash dieback in the UK. *Forests*. 6:4135-4141.
24. Christie, F.J. and D.F. Hochuli. 2005. Elevated levels of herbivory in urban landscapes: are declines in tree health more than an edge effect? *Ecol. Soc.*, 10:1-9.
25. Coetzee, M.P.A., B.D. Wingfield, T.C. Harrington, J. Steimel, T.A. Coutinho and M.J. Wingfield. 2001. The root rot fungus *Armillaria mellea* introduced into South Africa by early Dutch settlers. *Mol. Ecol.*, 10:387-396.
26. Colunga-Garcia, M., R.A. Magarey, R.A. Haack, S.H. Gage and J. Qi. 2010. Enhancing early detection of exotic pests in agricultural and forest ecosystems using an urban-gradient framework. *Ecol. Appl.*, 20:303-310.
27. Cooke, D.E.L., A. Drenth, J.M. Duncan, G. Eagels and C.M. Brasier. 2000. A molecular phylogeny of *Phytophthora* and related oomycetes. *Fungal Genet. Biol.*, 30:13-32.
28. Crous, P.W. and J.Z. Groenewald. 2005. Hosts, species and genotypes: opinions versus data. *Australas Plant Pathol.* 34:463-470.
29. Davison, E.M., A. Drenth, S. Kumar, S. Mack, A.E. Mackie and S. McKirdy. 2006. Pathogens associated with nursery plants imported into Western Australia. *Australas Plant Pathol.* 35:473-475.
30. Desprez-Loustau, M.L., C. Robin, M. Buee, R. Courtecuisse, J. Garbaye, F. Suffert and D.M. Rizzo. 2007. The fungal dimension of biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 22:472-480.
31. Desprez-Loustau, M.L., R. Courtecuisse, C. Robin, C. Husson, P.A. Moreau, D. Blancard and I. Sache. 2010. Species diversity and drivers of spread of alien fungi (*sensu lato*) in Europe with a particular focus on France. *Biol. Invasions*, 12:157-172.
32. Dobbs, C., F.J. Escobedo and W.C. Zipperer. 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landsc. Urban Plan.* 99:196-206.
33. Dodds, K.J. and D.A. Orwig. 2011. An invasive urban forest pest invades natural environments—Asian longhorned beetle in northeastern US hardwood forests. *Can. J. For. Res.*, 41:1729-1742.
34. Donaldson, J.E., C. Hui, D.M. Richardson, M.P. Robertson, B.L. Webber and J.R. Wilson. 2014. Invasion trajectory of alien trees: the role of introduction pathway and planting history. *Glob. Chang. Biol.*, 20:1527-1537.
35. Dong, S., S. Raffaele and S. Kamoun. 2015. The two-speed genomes of filamentous pathogens: waltz with plants. *Curr. Opin. Genet. Dev.*, 35:57-65.
36. Epanchin-Niell, R.S., R.G. Haight, L. Berec, J.M. Kean and A.M. Liebhold. 2012. Optimal surveillance and eradication of invasive species in heterogeneous landscapes. *Ecol. Lett.* 15:803-812.
37. Ershad, D. 1971a. Beitrag zur Kenntnis der *Phytophthora*-Arten in Iran und ihrer phytopathologischen Bedeutung. *Mitt. Biol. Bund. Anst. Ld. Forstwirtsch.*, 140.
38. Ershad, D. 1971b. Contribution to the knowledge of Erysiphaceae of Iran. *Iran. J. Plant Pathol.* 6:50-60.
39. Ershad, D. 2009. Fungi of Iran. Iranian Research Institute of Plant Protection. Tehran. Iran. 508 p.
40. Erwin, D.C. and O.K. Ribeiro. 1996. *Phytophthora Diseases Worldwide*. APS Press. St. Paul. Minnesota. USA. 556 p.
41. Eschen, R., K. Britton, E. Brockerhoff, T.I. Burgess, V. Dalley, R.S. Epanchin-Niell and E. Kimani. 2015a. International variation in phytosanitary legislation and regulations governing importation of plants for planting. *Environ. Sci. Policy*, 51:228-237.
42. Eschen, R., L. Rigaux, L. Sukovata, A.M. Vettraino, M. Marzano and J.C. Gregoire. 2015b. Phytosanitary inspection of woody plants for planting at European Union entry points: a practical enquiry. *Biol. Invasions*, 17:2403-2413.
43. Gaertner, M., B.M.H. Larson, U.M. Irllich, P.M. Holmes, L. Stafford, B.W. van Wilgen and D.M. Richardson. 2016. Managing invasive species in cities: a framework from Cape Town, South Africa. *Landsc. Urban Plan.*, 151:1-9.
44. Ganley, R.J. and L.S. Bulman. 2016. Dutch elm disease in New Zealand: impacts from eradication and management programmes. *Plant Pathol.* 65:1047-1055.

45. Ghimire, S.R., P.A. Richardson, P. Kong, J. Hu, J.D. Lea-Cox, D.S. Ross and C. Hong. 2011. Distribution and diversity of *Phytophthora* species in nursery irrigation reservoir adopting water recycling system during winter months. *J. Phytopathol.* 159:713-719.
46. Goss, E.M., M. Larsen, A. Vercauteren, S. Werres, K. Heungens and N.J. Grunwald. 2010. *Phytophthora ramorum* in Canada: evidence for migration within North America and from Europe. *Phytopathology* 101:166-171.
47. Grunwald, N.J., M. Garbelotto, E.M. Goss, K. Heungens and S. Prospero. 2012. Emergence of the sudden oak death pathogen *Phytophthora ramorum*. *Trends Microbiol.* 20:131-138.
48. Haight, R.G., F.R. Homans, T. Horie, S.V. Mehta, D.J. Smith and R.C. Venette. 2011. Assessing the cost of an invasive forest pathogen: a case study with oak wilt. *Environ. Manag.* 47:506-517.
49. Hulbert, J.M., M.C. Agne, T.I. Burgess, F. Roets and M.J. Wingfield. 2017. Urban environments provide opportunities for early detections of *Phytophthora* invasions. *Biol. Invasions.* 19:3629-3644.
50. Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *J. Appl. Ecol.* 46:10-18.
51. Jung, T., L. Orlikowski, B. Henricot, P. Abad-Campos, A.G. Aday, O. Aguin Cassal and T. Corcobado. 2016. Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. *For. Pathol.* 46:134-163.
52. Keller, R. P., D.M. Lodge and D.C. Finnoff. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104:203-207.
53. Klapwijk, M.J., A.J.M. Hopkins, L. Eriksson, M. Pettesson, M. Schroeder, A. Lindelow and M. Kenis. 2016. Reducing the risk of invasive forest pests and pathogens: combining legislation, targeted management and public awareness. *Ambio.* 45:223-234.
54. Kovacs, K., T. Vaclavik, R.G. Haight, A. Pang, N.J. Cunniffe, C.A. Gilligan and R.K. Meentemeyer. 2011. Predicting the economic costs and property value losses attributed to sudden oak death damage in California (2010–2020). *J. Environ. Manag.* 92:1292-1302.
55. Leung, B., M.R. Springborn, J.A. Turner and E.G. Brockerhoff. 2014. Pathway-level risk analysis: the net present value of an invasive species policy in the US. *Front. Ecol. Environ.* 12:273-279.
56. Liebhold, A.M., W.L. MacDonald, D. Bergdahl and V.C. Mastro. 1995. Invasion by exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. *For. Sci.* 41:1–49.
57. Liebhold, A.M., E.G. Brockerhoff, L.J. Garrett, J.L. Parke and K.O. Britton. 2012. Live plant imports: the major pathway for forest insect and pathogen invasions of the US. *Front. Ecol. Environ.* 10:135-143.
58. Liebhold, A.M., L. Berc, E.G. Brockerhoff, R.S. Epanchin-Niell, A. Hastings, D.A. Herms and T. Yamanaka. 2016. Eradication of invading insect populations: from concepts to applications. *Annu. Rev. Entomol.* 61:335-352.
59. Lockwood, J.L., P. Cassey and T. Blackburn. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 20:223-228.
60. Lombaert, E., T. Guillemaud, J.M. Cornuet, T. Malausa, B. Facon and A. Estoup. 2010. Bridgehead effect in the worldwide invasion of the biocontrol harlequin ladybird. *PLoS One.* 5:e9743.
61. Loo, J.A. 2009. Ecological impacts of non-indigenous invasive fungi as forest pathogens. *Biol. Invasions.* 11:81-96.
62. Lovett, G.M., M. Weiss, A.M. Liebhold, T.P. Holmes, B. Leung, K.F. Lambert and R. Wildova. 2016. Nonnative forest insects and pathogens in the United States: impacts and policy options. *Ecol. Appl.* 26:1437-1455.
63. McCullough, D.G., T.T. Work, J.F. Cavey, A.M. Liebhold and D. Marshall. 2006. Interceptions of nonindigenous plant pests at US ports of entry and border crossings over a 17-year period. *Biol. Invasions* 8:611-630.
64. McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127:247-260.
65. Meentemeyer, R.K., M.A. Doring, J.B. Vogler, D. Schmidt and M. Garbelotto. 2015. Citizen science helps predict risk of emerging infectious disease. *Front. Ecol. Environ.* 13:189-194.
66. Migliorini, D., L. Ghelardini, E. Tondini, N. Luchi and A. Santini. 2015. The potential of symptomless potted plants for carrying invasive soilborne plant pathogens. *Divers Distrib.* 21:1218-1229.
67. Mirabolfathy, M., D.E.L. Cooke, J.M. Duncan, N.A. Williams, D. Ershad and A. Alizadeh. 2001. *Phytophthora pistaciae* sp. nov. and *P. melonis*: the principal causes of pistachio gummosis in Iran. *Mycol. Res.* 105:1166-1175.

68. Mirabolfathy, M. and D. Ershad. 1993. Isolation of *Phytophthora* species from root, crown and stem of ornamental plants. Iran. J. Plant Pathol. 29:62-63.
69. Mirabolfathy, M. and D. Ershad. 1997. Incidence of wilt and root rot of *Chamaecyparis lawsoniana* in ornamental conifer nurseries. Iran. J. Plant Pathol. 33:221-222.
70. Mostowfizadeh-Ghalamfarsa, R. and Z. Banihashemi. 2005. Identification of soil *Pythium* species in Fars Province of Iran. Iran. J. Sci. Technol. 29:79-87.
71. Mostowfizadeh-Ghalamfarsa, R., D.E.L. Cooke and Z. Banihashemi. 2008. *Phytophthora parsiana* sp. nov., a new high-temperature tolerant species. Mycol. Res. 112:783-794.
72. Paap, T., T.I. Burgess and M.J. Wingfield. 2017. Urban trees: bridge-heads for forest pest invasions and sentinels for early detection. Biol. Invasions 19:3515-3526.
73. Pautasso, M., M. Schlegel and O. Holdenrieder. 2015. Forest health in a changing world. Microb. Ecol. 69:826-842.
74. Raffaele, S., R.A. Farrer, L.M. Cano, D.J. Studholme, D. MacLean, M. Thines, R.H.Y. Jiang, M.C. Zody, S.G. Kunjeti, N.M. Donofrio, B.C. Meyers, C. Nusbaum and S. Kamoun. 2010. Genome evolution following host jumps in the Irish potato famine pathogen lineage. Science 330:1540-1545.
75. Ramsfield, T., B. Bentz, M. Faccoli, H. Jactel and E.G. Brockerhoff. 2016. Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. Forestry 89:245-253.
76. Ranjbaran, M., A. Alizadeh and N. Safaie. 2006. Genetic diversity of Iranian populations of *Phytophthora nicotianae* using RAPD and ISSR markers. Iran. J. Plant Pathol. 42:619-638.
77. 2787Rizzo, D.M., M. Garbelotto and E.M. Hansen. 2005. *Phytophthora ramorum*: integrative research and management of an emerging pathogen in California and Oregon forests. Ann. Rev. Phytopathol. 43:309-335.
78. Roques, A., J. T. Fan, B. Courtial, Y.Z. Zhang, A. Yart, M.A. Auger-Rozenberg and J.H. Sun. 2015. Planting sentinel European trees in Eastern Asia as a novel method to identify potential insect pest invaders. PLoS One 10:e0120864418.
79. Roy, B.A., H.M. Alexander, J. Davidson, F.T. Campbell, J.J. Burdon, R. Sniezko and C.M. Brasier. 2014. Increasing forest loss worldwide from invasive pests requires new trade regulations. Front. Ecol. Environ. 12:457-465.
80. Safaiefarahani, B., R. Mostowfizadeh-Ghalamfarsa, G.E.S.J. Hardy and T.I. Burgess. 2015. Re-evaluation of *Phytophthora cryptogea* species complex and the description of a new species, *Phytophthora pseudocryptogea* sp. nov. Mycol. Prog. 14:108-120.
81. Salmaninezhad, F. and R. Mostowfizadeh-Ghalamfarsa. 2019. Oomyceteous flora of ornamental trees of Shiraz County, Iran. Rostaniha. 20:29-43.
82. Santini, A., L. Ghelardini, C. De Pace, M.L. Desprez-Loustau, P. Capretti, A. Chandelier and J. Hantula. 2013. Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. New Phytol. 197:238-250.
83. Schrader, G. and J.G. Unger. 2003. Plant quarantine as a measure against invasive alien species: the framework of the international plant protection convention and the plant health regulations in the European Union. Biol. Invasions 5:357-364.
84. Scott, P., T.I. Burgess and G.E.S.J. Hardy. 2013. Globalisation and Phytophthora. In Lamour, K. (Ed.). Phytophthora: A Global Perspective. CAB International. Wallingford, pp 226-232.
85. Simberloff, D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 40:81-102.
86. Slippers, B., J. Stenlid and M.J. Wingfield. 2005. Emerging pathogens: fungal host jumps following anthropogenic introduction. Trends Ecol. Evol. 20:420-421.
87. Stagoll, K., D.B. Lindenmayer, E. Knight, J. Fischer and A.D. Manning. 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. Conserv. Lett. 5:115-122.
88. 41Tubby, K.V. and J.F. Webber. 2010. Pests and diseases threatening urban trees under a changing climate. Forestry 83:451-459.
89. Vettraino, A., A. Roques, A. Yart, J.T. Fan, J.H. Sun and A. Vannini. 2015. Sentinel trees as a tool to forecast invasions of alien plant pathogens. PLoS One 10:e0120571.
90. 75Wingfield, M. J., M.P.A. Coetzee, P.W. Crous, D. Six and B.D. Wingfield. 2010. Fungal phoenix rising from the ashes? IMA Fungus. 1:149-153.
91. Wingfield, M.J., E.G. Brockerhoff, B.D. Wingfield and B. Slippers. 2015. Planted forest health: the need for a global strategy. Science 349:832-836.

Early Detection of Fungal Plant Pathogen Invasions in Natural Ecosystems Based on Bridge-Head Effect with the Emphasis on *Phytophthora* Species

R. Mostowfizadeh-Ghalamfarsa¹ and F. Salmaninezhad²

Understanding the way of introduction and establishment of plant pathogens is essential to prevent new invasions. Most studies carried out in the last decade indicate that biological invasions are the result of the bridge-head effect. In other words, pathogens use a new environment or a new host plant as a primary base from which they can invade and cause epidemics in a proper time. Bridge-head effect has been observed with plant pathogens such as bacteria, fungi, and oomycetes in urban trees. Urban landscapes are usually the first point of contact of exotic novel pathogens with endemic plants, which is often due to the concentration of human activities and the introduction of exotic plants in these areas. Urban trees are a suitable location for the establishment of invasive pathogens which have been accidentally arrived at the area. Bridge-head effect probably plays a significant role in causing long-term damages and cause costly attempts for the management of plant pathogens. In contrast, for early detection of novel or invasive pathogens, one may use urban trees as sentinel plantings and the damages caused by these pathogens could be managed by prediction of the disease occurrence. There are some evidences for the existence of the bridge-head effect for oomycetes in urban trees and ornamental plants in Iran. Moreover, there are some reports indicating the existence of novel pathogens in these areas. The aim of this article is to review the aspects of the bridge-head effect in plant fungal and oomycete pathogens as well as planning to manage the potential threat to Iran's natural ecosystems caused by their bridge-head effects.

Keywords: Biological invasion, Bridge-head effect, Novel pathogens, *Oomycota*, Sentinel plants.

1. Coresponding author, Email: rmostofi@shirazu.ac.ir

2. Professor and Ph.D. Student of Shiraz University, respectively.