بررسی فناوری‌های نوین در حذف آفت‌کش آترازین از محیط زیست با تأکید بر تجزیۀزیستی: یک مطالعه مروری

نویسندگان: زهرا درخشان[۱]، اصغر ابراهیمی[۲]، محمد فرامرزیان[۳]، سمانه صدیقی خویدک[۴]، محمد حسن احرامپوش[۵]

۱. دانشجوی دکتری مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد

۲. استادیار مرکزتحقیقات علوم و فناوری محیط زیست، گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد

۳. کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی شیراز

۴. نویسنده مسئول :استادیار گروه میکروبیولوژی، مرکز تحقیقات زیست فناوری پزشکی، واحد اشکذر، دانشگاه آزاد اسلامی

تلفن تماس:۰۹۱۳۳۵۸۴۸۱۵ Email:sedigi.samaneh@yahoo.com

۵. استادگروه مهندسی بهداشت محیط، مرکزتحقیقات علوم و فناوری محیط زیست، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد

طلوع بهداشت

دو ماهنامه علمی پژوهشی
دانشکده بهداشت یزد
سال پانزدهم
شماره: سوم
مرداد و شهریور ۱۳۹۵
شماره مسلسل: ۵۷

تاریخ وصول: ۱۳۹۴/۳/۲۳
تاریخ پذیرش:۱۳۹۴/۹/۱۸

چکیده

مقدمه: با کمبود زمین‌های زراعی و از بین رفتن محصولات بوسیلۀ آفات استفاده از آفت‌کش‌هایی مانند آترازین افزایش یافته است. این علف‌کش به دلیل فشار بخار کم، نیمه عمر بالا و تحرک زیاد منجر به آلودگی اکوسیستم‌های گوناگون شده است. آترازین از نظر سمیت در کلاس III بوسیلۀ سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا قرار گرفته است، اما به دلیل توانایی بالقوۀ آن در آلودگی آب‌های زیرزمینی اهمیت بسیاری دارد.

روش بررسی: روش‌های فیزیکی و شیمیایی بسیاری برای حذف این علف‌کش از محیط‌های آبی و خاکی پیشنهاد گردیده، اما این روش‌ها دارای هزینه‌های بسیار و همراه با تولید محصولات جانبی سمی دیگری هستند. با توجه به گسترش علم تعامل انسان و طبیعت، امروزه تصفیۀ بیولوژیکی از اهمیت و توجه خاصی برخوردار است. تصفیۀ بیولوژیکی فرآیندی است که در آن از میکروارگانیزم‌ها برای تبدیل و تجزیۀ مواد آلاینده موجود در محیط زیست استفاده می‌شود.

نتیجه‌گیری: تجزیۀ زیستی از نقطه نظر اقتصادی و زیست محیطی بهترین راهکار برای حذف آلاینده‌های دیرپا از محیط زیست می‌باشد. امروزه استفاده از میکروارگانیسم‌های بومی یا اصلاح شده بوسیلۀ مهندسی ژنتیک برای تصفیۀ محیط‌های آلوده به سموم آفت‌کش بطور فزاینده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد. در پایان به منظور کاربرد بیشتر این فناوری سبز تعیین خصوصیات خاک و همچنین مطالعات سم‌شناسی محیطی (اکوتوکسیکولوژی) با هدف شناسایی توانایی میکروارگانیسم‌های بومی آب و خاک یک امر ضروری می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: سموم کشاورزی، آترازین، تجزیۀ زیستی، آلاینده‌های پایدار، محیط زیست

مقدمه

طی ۲۰۰ سال گذشته جمعیت جهان به سرعت افزایش یافته که این منجر به افزایش تقاضای بیشتر برای سوخت و پیشرفت صنایع شیمیایی، کودها، آفت‌کش‌ها و داروها برای حفظ و بهبود سطح زندگی شده است (۲، ۱). کشاورزی امروزه به یکی از پیشرفته‌ترین صنایع روز جهان تبدیل شده است. پیشرفته شدن این صنعت منجر به ساخت ماشین آلات و سموم و آفت‌کش‌های جدید و مؤثری گردیده است. استفاده از این مواد شیمیایی کشاورزی بطور قابل توجهی در سال‌های اخیر بویژه در کشورهای در حال توسعه افزایش یافته است. با توجه به رشد روز افزون جمعیت انسانی در جهان مسئلهٔ نیاز غذایی و تأمین آن به عنوان یک مشکل اصلی و دغدغهٔ جدی همواره برای بشریت امروز جزء مسائل مهم تلقی گردیده و علی‌رغم تلاش در جهت افزایش تولید، دائماً از سوی عوامل خسارت‌زا اعم از زنده و غیرزنده تحت تأثیر قرارگرفته است (۳). هر چند کنترل عوامل خسارت‌زا با استفاده از آفت‌کش‌ها در بخش کشاورزی سودمند و ضروری است، اما بی‌توجهی و افراط در مصرف آفت‌کش‌ها باعث خسارات قابل توجهی در موجودات زنده و ایجاد بیماری و مرگ در انسان‌ها می‌شود. اکثر سموم شیمیایی، سرطان‌زا و یا تومورزا هستند و وجود انواع سرطان‌ها در جوامع امروزی زنگ خطری در این زمینه است.

این نوع مسمومیت‌ها در اثر مصرف متوالی مقادیر بسیار جزئی از باقیمانده سموم در مواد غذایی و آشامیدنی بوجود می‌آیند. فاکتور مهم در مسمومیت مزمن سموم کشاورزی از جمله آترازین دارا بودن تجمع طولانی مدت در بدن است و این تجمع مواد سمی در بدن در تمامی افراد به واسطهٔ تماس مستقیم و حتی بطور غیرمستقیم باعث ایجاد سرطان می‌شود (۶-۴). در شکل (۱) راه‌های تماس انسان با آفت‌کش‌ها نشان داده شده است.

آلاینده‌های کشاورزی دارای اثرات زیان‌باری همچون کاهش حاصل خیزی خاک، کاهش تثبیت نیتروژن، افزایش فرسایش‌پذیری، هدر رفت خاک و عناصر غذایی، رسوب نمک در مخازن، کاهش عملکرد و عدم تعادل زیستی بین جانوران و گیاهان می‌باشند (۸). در آلاینده‌های کشاورزی اثرات حاصل از این آلاینده‌ها شامل ورود مواد خطرناک به آب‌های زیرزمینی، تداخل در تعادل بوم شناختی، افزایش شوری و کاهش پوشش گیاهی می‌باشد (۱۰، ۹).

آترازین با فرمول شیمیایی (۲- کلرور-۴- اتیل آمینو - ۶- ایزوپروپیل آمینو - ۱، ۳، ۵ تریازین) یکی از پر مصرفترین علف‌کش‌های رایج دنیا است که جهت کنترل بسیاری از علف‌های هرز استفاده می‌شود (۱۲، ۱۱). نرخ جهانی تولید این سم به ۷۰۰۰۰ تن در سال می‌رسد که سهم ایران بر اساس آمار موجود ۲۵۰ تن در سال بوده است، میزان مصرف این علف‌کش در مزارع ایران معمولاً بین ۱/۵ تا ۲ لیتر در هکتار گزارش شده است (۱۵- ۱۳).

نیمه عمر آترازین در خاک بطور معمول می‌تواند تا ۳۸۵ روز در مناطق خشک باشد، ولیکن در شرایط بی‌هوازی می‌تواند به دو سال نیز برسد البته بر اساس گزارشاتی نیمه عمر این علف‌کش در دریاچهٔ میشیگان تقریباً ۱۴ سال می‌باشد که با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن، از قبیل ضریب جذب پایین در خاک، فشار بخار اندک و مقدار کاربرد زیاد آن در مزرعه، خود و متابولیت‌های آن، پتانسیل بالایی در آلودگی خاک و منابع آب را دارند.

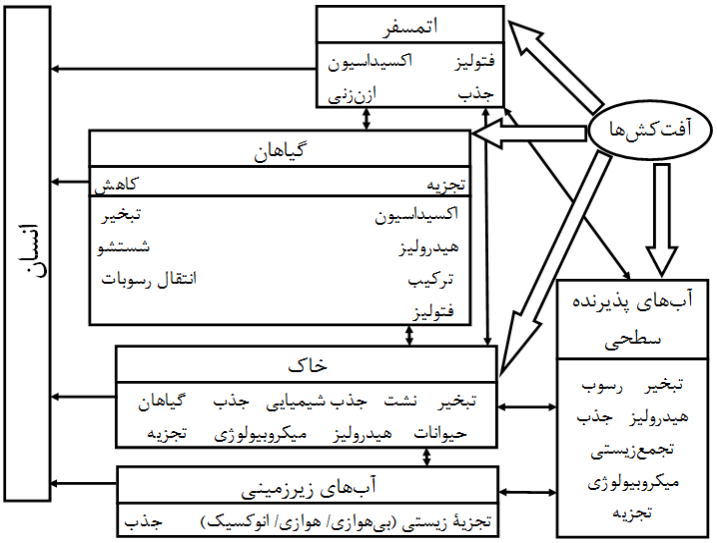
اعتقاد بر این است که با توجه به تنوع زمانی و مکانی، شرایط اقلیمی و خاکی و شرایط مختلف، آترازین نیمه عمرهای مختلفی را داشته باشد (۱۶، ۲). خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و شکل ساختار مولکولی این ترکیب به ترتیب در شکل (۲) و جدول (۱) قید گردیده است (۱۱، ۱۰).

متابولیت‌های آترازین

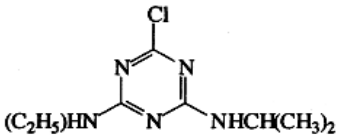
متابولیت‌های آترازین شامل چهار ترکیب هیدروکسی (یافت شده در گیاهان) و سه ترکیب آترازین کلردار شامل آترازین اتیل‌زدایی شده (DEA)، دی‌ایزوپروپیل آترازین (DIA)، دی‌آمینوکلروآترازین (DACT) می‌باشد که در شکل (۳) مشاهده می‌شود. متابولیت‌های کلردار در بافت‌های جانداران خاک و آب تشکیل می‌شوند و همانند آترازین سمی هستند (۱۸، ۱۷).

سمیت آترازین

آترازین از نظر سمیت در کلاس III بوسیلهٔ سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا قرار گرفته است، اما به دلیل توانایی بالقوهٔ آن در آلودگی آب‌های زیرزمینی اهمیت بسیاری دارد. همچنین تماس با آترازین ممکن است باعث اثرات مضر و سوزش چشم، بینی و گلو شود. در جدول (۲) انواع سمیت‌های ایجاد شده توسط علف‌کش آترازین و اثرات آن بیان گردیده است.



شکل ۱: راه‌های تماس انسان با آفت‌کش‌ها (۷)



شکل ۲: ساختار شیمیایی آترازین (۲)

جدول ۱: خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آترازین (۱۱, ۲)

نام آیوپک (IUPAC)	1-Chloro-3-ethylamino-5-isopropylamino-2,4,6-triazine
نام تجاری	Atrex®, Atrol®, Atranex, Atrantol, Atrataf, Azinotox, Atikon, Alazine, Atred, Crisazia, Farmco Atrazin, G-30027, Gesparim, Giffex4L, Malermais, Primatol, Simazat and Zeaphos
شکل‌های موجود	پودر ۸۰ درصد قابل حل در آب آتراکس و یا آترازین مایع قابل پخش به میزان ۰/۴۸ کیلوگرم در لیتر (آتراکس L ۴، آترازین L ۴) گرانول ۹۰ درصد قابل پخش در آب (آتراکس ۹۰٪)
فرمول مولکولی	$C_8H_{14}ClN_5$
شماره (CASRN)	۱۹۱۲-۲۴-۹
جرم مولی	۲۱۵/۶۸g.mol^{-1}
ویژگی ظاهری	جامد بی‌رنگ
دانسیته	۱/۱۸۷ g.cm^{-3}
حلالیت در آب	۳۳ mg.l^{-1} at ۲۰ °C
نقطه ذوب	۱۷۵°C
نقطه جوش	۲۰۰°C
فشار بخار	۰/۰۴ mPa at ۲۰ °C
فاکتور تبدیل	mg.m^{-3} = ۸/۸۲×ppm
میزان پایداری	در محیط‌های کمی اسیدی یا قلیایی پایدار؛ در شرایط خنثی در دمای ۷۰ درجهٔ سلسیوس به مشتقات غیرفعال هیدروکسی هیدرولیز می‌شود.
Log P	۲/۶۱ (Octanol/Water)

جدول ۲: انواع سمیت آترازین و اثرات آن

نوع سمیت		اثرات	منبع
سمیت حاد		آترازین سمیت حاد کمی دارد و یک محرک متوسط برای پوست محسوب می‌شود، اگرچه سمیت حاد متابولیت‌های آن نظیر دی‌اتیل و دی‌ایزوپروپیل آترازین دو برابر بیشتر از آترازین است. سمیت حاد آترازین باعث تومورهای غدد پستانی در موش‌های مونث شده است.	(۱۹)
سمیت مزمن	نقص عضو مادرزادی	آترازین باعث نقص عضو مادرزادی قابل توجهی در موش‌های صحرایی، خانگی و خرگوش‌ها نگردیده است.	(۲۰)
	اثرات باروری و تولید مثلی	آترازین توانایی تولید مثل را کاهش داده و شواهدی برای تولد پرندگان نارس و سقط جنین پستانداران وجود داشته و باعث ایجاد نقص عضو در جنین انسان می‌گردد.	(۱۶)
	جهش‌زایی	بررسی های USEPA و ACP نشان داد که آترازین اثر جهش‌زایی ندارد. اتحادیهٔ شمال غربی برای علف‌کش‌هایی با مصرف زیاد و متناوب اظهار داشته که افزایش قابل ملاحظه‌ای در میزان آسیب کروموزومی در سلول‌های خونی کارگران در یک کارخانهٔ تولید کننده آترازین وجود داشته است.	(۲۱)
	سرطان‌زایی	USEPA چندین مطالعهٔ اپیدمیولوژیکی در مورد آترازین و اثرات سرطانی مرتبط با آن در انسان انجام داده که اثرات سرطان‌زایی این علف‌کش به اثبات رسیده است.	(۲۲)
	سمیت گیاهی	در خاک‌های کشاورزی که علف‌کش آترازین در آنها مورد استفاده قرار گرفته است، دی‌اتیل‌آترازین و دی‌ایزوپروپیل‌آترازین که متابولیت‌های آترازین بوده و حاوی اتم کلر می‌باشند، باعث ایجاد سمیت در گیاهان گردیده‌اند.	(۲۳)

سرنوشت آترازین در محیط زیست

عوامل محیطی می‌توانند اثرات متفاوتی بر تجزیهٔ آترازین بگذارند. در محیط‌های آبی ترکیبات آلی و معدنی موجود، در هوا شدت تشعشع و مقدار رادیکال‌های آزاد و در خاک عوامل مختلف شیمیایی و بیولوژیکی مؤثر هستند (۲۴، ۱۸).

هوا

به علت فشار بخار بسیار پایین آترازین عمل تبخیر در مورد این علف‌کش عملاً قابل انتظار نمی‌باشد، هرچند که آترازین از رهاسازی در طول مراحل تولید، فرمولاسیون و کاربرد در هوا آشکار می‌شود. نرخ کاهش غلظت اتمسفری آترازین در آزمایش تبخیر در مزارع حدود ۰/۰۲٪ در روز برآورد گردیده است. انتقال اتمسفری آترازین طی تحقیقات گذشته به اثبات رسیده است. حداکثر غلظت مشخص شده آترازین در مه و برف به ترتیب برابر است با ۸۲۰ و ۹۰ نانوگرم بر لیتر بوده است. غلظت‌های بیشتر در بارش‌ها مرتبط به نواحی است که از این سم بیشتر استفاده می‌کنند و دارای غلظت‌هایی بیشتر از ۱۵۴ میکروگرم بر لیتر می‌باشد (۲۶، ۲۵).

آب

مشکل آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به سموم از منابع غیرنقطه‌ایی همچون رواناب‌های کشاورزی منشأ می‌گیرد. آلودگی آب به وسیلهٔ آفت‌کش‌ها بستگی به ساختار شیمیایی آفت‌کش و حد واسط‌های تولید شده و همچنین شرایط آب و هوایی هر منطقه مانند میزان بارندگی و وزش باد دارد. مهم‌ترین خواص فیزیکی – شیمیایی آفت‌کش‌ها انحلال آنها در آب، همچنین میزان پایداری آنها در خاک و سرعت فرسایش آنها است. با توجه به پایین بودن نسبی ضریب اکتانول/ آب آترازین این ماده به سادگی جذب سطحی خاک نشده و بنابراین در آب‌های زیرزمینی یافت می‌شود. غلظت آترازین درون آب‌های پذیرنده پساب‌های زراعی و باغبانی بصورت فصلی است. معمولاً بیشترین غلظت در طول ۶ هفته تا ۲ ماه بعد از استفاده از سم در زمین مشاهده می‌شود و غلظت‌های بسیار کم در حد غیر قابل تشخیص در فصولی از سال اتفاق می‌افتد که زمین زراعی در حال استراحت می‌باشد. بطور معمول غلظت آترازین در آب‌های سطحی بسیار بیشتر از آب‌های زیرزمینی می‌باشد و حداکثر غلظت در بدنهٔ آب‌های پذیرنده مانند دریاچه‌ها معمولاً خیلی بیشتر از حداکثر غلظت آترازین درون رودخانه‌ها و جریان‌های سطحی و سیلاب‌ها می‌باشد. ماهیت مقاومت آترازین در دریاچه‌های بزرگ به دلیل تبخیر کم، جذب در رسوبات و سرعت کم فتولیز می‌باشد. میزان تجزیهٔ آترازین بطور قابل توجهی در خاک‌های زیر سطحی و آب‌های زیرزمینی کم بوده و این امر باعث می‌گردد که این علف‌کش در آبخوان‌ها از ۱۵ ماه تا ۲۰ سال حضور داشته باشد (۲۸، ۲۷).

خاک

تجزیهٔ آترازین در خاک به کندی و بصورت بیولوژیکی و شیمیایی رخ می‌دهد. در تعیین حرکت آفت‌کش آترازین در خاک عواملی مانند بافت خاک، ساختمان خاک، ظرفیت زراعی، مقدار آب درون خاک (آب محتوی)، ضریب تأخیر (RF)، سرعت نفوذ آب به خاک، هدایت هیدرولیکی و میزان مادهٔ آلی درون خاک مؤثر است که از این میان پارامترهای هدایت هیدرولیکی و میزان مادهٔ آلی درون خاک از اهمیت بیشتری برخوردارند. میل ترکیبی آترازین در جذب به کلوئیدهای خاک متعادل و گاه شدید است. لذا براساس بافت و

میزان مواد آلی خاک مقدار استفاده از آن را بایستی معین کرد. در خاک‌های رسی با مواد آلی زیاد و خاک‌های پیت و ماک، آترازین را فقط به صورت بعد از سبز شدن باید استفاده کرد. آترازین تقریباً برای یک فصل رویشی کامل، علف‌های هرز را کنترل می‌کند. در اقلیم‌های خشک یا خاک‌هایی با اسیدیته بالا که به مقدار زیادی علف‌کش نیز استفاده شده باشد و مخصوصاً زمانی که گیاهان حساس به تریازین‌ها کاشته شود، بقایای آترازین در خاک باعث آسیب‌رسانی به آنها می‌شود (۳۰، ۲۹، ۲۷).

با توجه به موارد مطرح شده و کثرت استفاده از آترازین در بخش کشاورزی و با عنایت به اینکه در سال‌های اخیر استفاده از منابع آب زیرزمینی برای تأمین آب شرب افزایش یافته، ضرورت انجام پژوهش‌هایی در زمینهٔ تصفیه و حذف مواد خطرناک از محیط زیست یک امر ضروری به نظر می‌رسد.

فناوری‌های نوین در پالایش آترازین از محیط زیست

تحقق توسعهٔ پایدار رسالت اصلی حفاظت از محیط زیست می‌باشد، در حقیقت توسعهٔ پایدار درک درست از تعامل، در نظام به هم پیوستهٔ فرآیندهای اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی است به همین منظور حفاظت از اجزاء محیط زیست به عنوان رکن توسعه پایدار مورد توجه قرار می‌گیرد. آلودگی محیط زیست از مهم‌ترین مشکلاتی است که بشر با آن مواجه است و با توجه به افزایش جمعیت، اهمیت کنترل آلودگی محیط زیست و جلوگیری از رشد تصاعدی آن، بیش از پیش احساس می‌گردد. مشکلات ناشی از حضور آلاینده‌های پایدار از قبیل آترازین در محیط زیست، بشر را به سمت شناسایی راهکارهای مختلف جهت کاهش و یا حذف آنها سوق داده است (۳۲، ۳۱).

برای حذف آترازین از محیط زیست، با توجه به شرایط می‌توان از روش‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و یا فرآیندهای ترکیبی از جمله فیلتراسیون غشائی، ترسیب شیمیایی، انعقاد تشدید یافته، اکسیداسیون شیمیایی و اکسیداسیون پیشرفته، جذب سطحی، تبادل یونی، الکترودیالیز و غیره استفاده کرد، ولیکن روش‌های فیزیکی و شیمیایی هزینهٔ بالایی دارند و همچنین محصولات جانبی و سمی دیگری نیز تولید می‌کنند که از لحاظ زیست محیطی مناسب نیستند. اخیراً گزارش شده است تصفیهٔ بیولوژیکی به دلیل توانایی میکروارگانیزم‌ها برای تصفیهٔ این سم مؤثر می‌باشد. همچنین برخی از روش‌های جدید نظیر تجزیهٔ زیستی (بیولوژیکی) و جذب بیولوژیکی گزارش شده‌اند (۲).

گیاه پالایی (Phytoremediation)

استفاده از گیاهان در تجزیهٔ بیولوژیکی، گیاه پالایی نامیده می‌شود. گیاه پالایی یک فناوری موجود برای تصفیهٔ محیط‌های آلوده نظیر خاک، آب و رسوبات است. گیاهان نقش مهمی در سرنوشت آفت‌کش‌ها و آلاینده‌های آلی دارند. گیاهان در ریزوسفر به وسیلهٔ تراوش موادی مانند کربوهیدرات‌ها، آمینواسیدها از طریق یاخته‌های ریشهٔ خود جمعیت‌های میکروبی بسیاری را حفظ می‌کنند. تغییر شکل و معدنی شدن به وسیلهٔ میکروب‌ها مهم‌ترین روش تجزیهٔ آفت‌کش‌ها در خاک می‌باشد. اندازه و فعالیت زیست تودهٔ میکروبی خاک بر سرعت تجزیه تأثیر می‌گذارد (۳۶-۳۴).

به همین منظور مین و زیاومی (۳۷) مطالعه‌ای برای کارآیی پوشش گیاهی چمن پنیستوم (Pennisetum) بر ریزوسفر خاک در تجزیهٔ بیولوژیکی علف‌کش سیمیازین به وسیلهٔ باکتری جنس آگروباکتریوم انجام دادند. نتایج نشان داد که بیشترین تجزیهٔ سیمیازین در ریزوسفر خاک تلقیح شده به باکتری آگروباکتریوم انجام شده است. گیاهان در این روش گونه‌های مقاوم گیاهی مختلف در مکان‌های آلوده کاشته می‌شوند که آلایندهٔ اصلی را به همراه مواد مغذی دیگر جذب نمایند و بنابراین شیمی خاک را تغییر داده و فعالیت میکروبی را افزایش می‌دهند. بطور کلی موفقیت این فناوری وابسته به انتخاب گیاه مقاوم و خاک مناسب است (۳۸).

رایس و همکاران (۳۹) حذف ۵۹ درصدی آترازین (C^{14}) را توسط گیاهان آبزی غوطه‌ور در آب مشاهده کردند. بارکن (۳۴) به این نتیجه رسید که خاک ناحیهٔ ریزوسفر در گیاه پالایی از خاک مکان‌های دیگر مناسب‌تر است. اگرچه گیاه پالایی به عنوان یک روش تصفیه‌ای پیشنهاد شده اما برای آلاینده‌های زیادی مانند فلزات سنگین و علف‌کش‌های مختلف کاربرد آن محدود به خاک‌های سطحی و زیرسطحی می‌گردد. زیست پالایی خاک یا فاضلاب‌های حاوی علف‌کش‌هایی که در محیط مقاومت زیادی دارند ممکن است در مناطق بحرانی با آلودگی خیلی زیاد صورت نپذیرد. افزایش جمعیت خالص باکتریایی کشت داده شده تجزیه کنندهٔ علف‌کش‌ها ممکن است این قبیل مشکلات را بر طرف نماید. تحقیقات زیادی در مورد جداسازی باکتری‌های تجزیه کنندهٔ آترازین انجام شده و این باکتری‌ها برای پاک‌سازی و تصفیهٔ خاک و فاضلاب آلوده به آترازین استفاده شده‌اند (۳۴، ۱۶).

تجزیهٔ بیولوژیکی

معدنی کردن (Mineralization) به عنوان تجزیهٔ کامل ترکیبات اولیه به محصولات نهایی نظیر CO_2 و H_2O (در شرایط هوازی) یا H_2S و CH_4 (در شرایط بی‌هوازی) است. تجزیهٔ بیولوژیکی به عنوان تغییر در سوبسترای موجود بوسیلهٔ فرآیندهای بیولوژیکی تعریف می‌شود، (اما نه لزوماً تبدیل به CO_2، H_2O یا CH_4). تجزیهٔ زیستی آفت‌کش‌ها در محیط شامل دو مرحله می‌شود (شکل ۴).

مرحلهٔ اول تجزیهٔ زیستی شامل: اکسیواسیون، احیا و هیدرولیز می باشد و مرحلهٔ دوم در برگیرنده کلیهٔ واکنش‌های ترکیبی که پیش از مصرف سموم به عنوان منبع انرژی مورد نیاز است می باشد. کلیهٔ این واکنش‌ها توسط یکسری از آنزیم‌های مختلف از قبیل دی‌هیدروژناز، دی‌اکسیژناز، سیتوکروم p450، لیگنیناز و در مورد برخی از ترکیبات ارگانوهالوژنه آنزیم دهالوژناز صورت می‌گیرد.

ترکیب با گلوتاتین به عنوان یک مکانیسم سم‌زدایی بطور معمول در حشرات و گیاهان به وقوع می‌پیوندد ولیکن مدارکی دال بر صورت پذیرفتن این مکانیسم در باکتری‌ها نیز گزارش گردیده است.

کلیهٔ این مراحل در باکتری‌ها و قارچ‌ها حاصل تولید آنزیم‌های درون یا برون سلولی می‌باشد (۴۲-۴۰). اگرچه چندین روش برای کنترل آترازین وجود دارد، ولیکن روش بیولوژیکی تنها روشی است که می‌تواند آترازین راکاملاً معدنی نماید (۴۳). در جدول ۳ برخی از مطالعات صورت پذیرفته در مورد تجزیهٔ آفت‌کش‌ها بطور خلاصه ارائه گردیده است.

جدول ۳: برخی از باکتری‌های جداسازی شده برای تجزیهٔ آفت‌کش‌ها

باکتری	آفت کش	محل جداسازی شده	منبع
Sphingobium sp.	متیل‌پاراتیون، فنپروپاتیرین	لجن فاضلاب	(۴۴)
Micrococcus sp.	دیوران	خاک انبار ذخیره دیوران	(۴۵)
Stenotrophomonas sp.	ددت	خاک	(۴۶)
Pseudomonas putida	پروپیکونازول	ریزوسفر گیاه چای	(۴۷)
Sphingomonas sp.	کلرپیریفوس	فاضلاب	(۴۸)

روش تجزیهٔ بیولوژیکی

حذف آترازین از محیط زیست یک مسئلهٔ مهم جهانی است. فرآیند تجزیهٔ بیولوژیکی در حذف آترازین از محیط یک روش اقتصادی محسوب می‌گردد. میکروارگانیزم‌ها به دلیل داشتن سیستم آنزیمی قادر به تجزیه و استفاده از علف‌کش به عنوان منبع کربن و نیتروژن می‌باشند. پی بردن به مسیر تجزیهٔ بیولوژیکی هر آلاینده در یک شرایط خاص برای کاربرد و کنترل بهتر آن مفید می‌باشد. تجزیهٔ آترازین می‌تواند از طریق فرآیندهای زیستی و غیرزیستی به وقوع بپیوندد (۴۹). سم‌زدایی و تجزیهٔ زیستی توسط جردن و همکارانش (۵۰) بررسی گردیده است.

تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین یک فرآیند پیچیده می‌باشد که بستگی به ماهیت و مقدار آترازین در محیط آب یا خاک دارد. یکی از فاکتورهای مهمی که باعث افزایش تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین می‌گردد در دسترس بودن و مواجهه داشتن آترازین با میکروارگانیزم است (۵۳-۵۱). لوانون (۵۴) در سال ۱۹۹۳ گزارش دادند که هر چند مسیر تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین هنوز بطور واضحی آشکار نیست اما هیدرولیز، آلکیل‌زدایی و شکسته شدن حلقه آترازین مراحل اصلی تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین محسوب می‌گردند. تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین به فاکتورهای مختلفی نظیر شرایط محیطی، منابع کربن و نیتروژن خارجی، نسبت کربن به نیتروژن (C/N)، مقدار آب و یا فاضلاب و میکروارگانیزم‌های تجزیه کننده بستگی دارد (۵۵). در مطالعات گوناگون اثرات محرک یا بازدارنده بودن منابع کربن و نیتروژن خارجی بر روی تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین در میان عوامل مختلف تجزیه کننده بیولوژیکی مورد بررسی تغییر نموده است، به عنوان مثال در بررسی که بر روی آگروباکتریوم رادیوباکترJ14a صورت پذیرفت، اگر از ساکارز به عنوان منبع کربن خارجی استفاده می‌گردید سرعت معدنی سازی آترازین افزایش نمی‌یافت (۵۶)، در حالیکه ماندِلبایوم (۵۷) نشان داد که گلوکز به عنوان منبع کربن خارجی بوسیلهٔ جدایهٔ سودوموناس استفاده می‌شود و باعث تغییر سرعت تجزیهٔ آترازین می‌گردد اما فروکتوز، ساکارز، گالاکتوز، لاکتوز یا مالتوز اثرات تحریکی کمتری بر روی تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین داشته‌اند ولیکن نتایج نشان دادند که استفاده از ساکارز و سیترات به عنوان منابع کربن تأثیر خوبی بر روی معدنی سازی آترازین داشته است. در خاک هایی با pH کمتر از ۶/۵، بعد از کاربردهای مکرر آترازین در شرایط محیطی کمتر از ۲۵٪ غلظت اولیه معدنی گردیده است. در این پژوهش pH بهینه برای تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین در دامنه بین ۷ تا ۹ بود.

جانداران تجزیه کننده آترازین

جاندارانی مانند گیاهان، کرم‌های خاکی، قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها و باکتری‌ها می‌توانند بطور مستقیم و غیرمستقیم بر تجزیهٔ آفت‌کش‌ها بویژه علف‌کش آترازین مؤثر باشند (۵۸، ۵۳).

باکتری‌ها

باکتری‌ها به دلیل گستردگی فراوان در زیست کره، دارای نقش برجسته‌تری نسبت به دیگر جانداران تجزیه کننده آترازین هستند. تجزیه بیولوژیکی علف‌کش آترازین در بین ریزجانداران بیشتر به وسیلهٔ باکتری‌ها به دلیل داشتن ژن‌های atzA، atzB، atzC، atzD، atzE، atzF و trzD که کد کننده آنزیم‌های تجزیه کننده این آلاینده آلی هستند، صورت می‌گیرد. از اواسط دهه ۱۹۹۰ میلادی، گزارش‌هایی مبنی بر تجزیهٔ آترازین به وسیله شمار بسیاری از باکتری‌های تجزیه کننده شامل جنس‌های سودوموناس، ریزوبیوم، اسینتوباکتر، آگروباکتریوم و سودوآمینوباکتر ارائه شده است، حتی برخی از این باکتری‌ها قادر به معدنی کردن کامل علف‌کش آترازین بوده‌اند. همچنین در اواخر همین دهه، تنوعی دیگری از باکتری‌های تجزیه کننده آترازین شامل باکتری‌های جنس‌های اکتینوباکتر، آگروباکتریوم، آرتروباکتر، راستونیا و نوکاردیا گزارش شده است. آترازین اغلب به عنوان منبع نیتروژن و کربن مورد استفاده باکتری‌ها قرار گرفته می‌گیرد (۵۹). این باکتری‌ها معمولاً تجزیه آترازین را به وسیلهٔ واکنش کلرزدایی هیدرولیتیکی آغاز می‌کنند. آنزیم‌های آمینوهیدرولاز فعال شده به وسیله ژن‌های کد کننده atzA، atzB و atzC آترازین را به اسید سیانوریک تبدیل می‌کنند (۶۰). اسید سیانوریک به وسیلهٔ یک سری دیگر از آنزیم‌های آمینوهیدرولاز atzD، atzE و atzF به بیوریت و سپس به اوره تبدیل می‌شود (۶۱). باکتری‌های سودوموناس پوتیدا (Pseudomonas putida)، سودوموناس مارجینالیس (Pseudomonas marginalis)، پروویدنسیا راستیجیانی (Providencia rustigianii) اشاره شده است که قادر به تجزیه علف‌کش‌های آترازین و آلاکلر می‌باشند (۶۲). از دیگر باکتری‌های تجزیه کننده می‌توان به باکتری‌های جنس کلبسیلا و کوماموناس اشاره کرد که قادر بودند آترازین را در بازه زمانی ۲۴ ساعت در محیط کشت مایع تجزیه کنند (۵۹). در پژوهشی تجزیهٔ آترازین به وسیلهٔ باکتری‌های گرم مثبت و گرم منفی جداسازی شده از خاک‌های فرانسه انجام شد (۶۳). جنس‌های این باکتری‌ها بر اساس توالی 16S rDNA تعیین شد. باکتری‌های گرم منفی شامل جنس‌های کلاتوباکتر هینتزی (Chelatobacter heintzii)، آمینوباکتر آمینوورانس (Aminobacter aminovorans)، استنوتروفوموناس (Stenotrophomona smaltophilia) و باکتری گرم مثبت شامل جنس آرتروباکتر کریستالوپویتز (Arthrobacter crystallopoietes) بودند.

نتایج بدست آمده از آزمایش نشان داد که باکتری‌های گرم منفی که دارای ژن‌های atzA، atzB، atzC و trzD بودند، توانستند کربن نشاندار ۱۴ آترازین را معدنی کنند، در حالیکه باکتری‌های گرم مثبت تنها با داشتن ژن‌های atzB و atzC توانستند آترازین را به اسید سیانوریک تبدیل کنند و برای اولین بار بود که وجود ژن trzD در این باکتری‌های معدنی کننده آترازین گزارش شد. درمیان باکترهای گرم منفی، تجزیهٔ کامل آترازین مربوط به جنس‌هایی نظیر سودوموناس، آگروموباکتریوم، سودامینوباکتر، چیلاباکتر، دلفتیا و جنس‌های

ناشناختهٔ دیگری می‌باشد. در این میان، سودوموناس جدایهٔ ADP با داشتن آنزیم های atzA، atzB، atzC و atzD به طور قابل توجهی آترازین را تجزیه نموده است. باکتری‌های گرم مثبت تجزیهٔ کننده آترازین نیز شامل رودوکوکوس (Rhodococcus)، آرتروباکتر (Arthrobacter) و نوکاردیوآیدس (Nocardioides) می‌باشند که آرتروباکتر و نوکاردیوآیدس از آترازین به عنوان منبع نیتروژن و کربن استفاده می‌کنند. در یک پژوهش که از کنسرسیوم میکروبی برای تجزیهٔ آترازین استفاده می‌گردید، بعد از کلرزدایی آترازین بوسیلهٔ گونهٔ نوکاردیا، هیدروکسی آترازین بوجود آمده در دو فرآیند مختلف تجزیه شد. در یکی از مسیرها هیدروکسی آترازین توسط یک گونه ناشناخته به اِن- اتیل آمیلید و در مسیر دوم هیدروکسی آترازین تولید شده توسط نوکاردیا بوسیلهٔ گونه ریزوبیوم (Rhizobium) به اِن- ایزوپروپیل آمیلید تبدیل گردید.

کرم خاکی

کرم‌های خاکی به دلیل فعالیت‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی که در خاک دارند، می‌توانند بطور مستقیم در تجزیهٔ بیولوژیکی آلاینده‌های آلی نقش ایفا کنند، همچنین این موجودات می‌توانند بطور غیرمستقیم به وسیلهٔ هوادهی و بهم زدن خاک‌ها و بهبود وضعیت مواد غذایی و حاصلخیزی خاک در تجزیهٔ آترازین نقش مهمی را ایفا نمایند (۶۴). کرم‌های خاکی در تجزیهٔ بیولوژیکی علف‌کش‌ها مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. کرم‌های خاکی با تحریک ریزجانداران تجزیه کنندهٔ آترازین قادر هستند تجزیهٔ بیولوژیکی آن را افزایش دهند.

در آزمایشی کارآیی کرم‌های خاکی لومبریکوس ترستریس (Lumbricus terrestris) و آپروکتودا کالیجینوزا (Aporrectodea caliginosa) بر روی معدنی شدن، انتشار و جذب کربن-۱۴ نشاندار آترازین در خاک لوم سیلتی بررسی شد. نتایج آزمایش نشان داد که اگرچه کرم‌های خاکی بطور قابل توجهی فعالیت میکروبی خاک را افزایش دادند لیکن معدنی شدن آترازین را به کربن- $^{14}CO_2$ از ۱۵/۲ به ۱۱/۷ درصد در بازه زمانی ۸۶ روز کاهش دادند. همچنین کرم‌های خاکی تشکیل آترازین باقیمانده غیر قابل استخراج (Non-extractable) را درون مکان‌های ریز سرشار از کربن افزایش دادند (۶۵). فارن‌هورست و همکاران (۶۶) در مطالعه‌ای کارآیی کرم خاکی (لومبریکوس) بر پراکندگی و توزیع علف‌کش آترازین در خاکرخ (پروفیل خاک) بررسی و مشاهده کردند که کرم‌های خاکی اضافه شده به خاک، نیمه عمر آترازین را یک سوم نسبت به خاک بدون کرم خاکی کاهش داد. کارآیی مهم کرم خاکی روی سرنوشت آترازین در خاک، سرعت بخشیدن به تشکیل پیوند آترازین باقیمانده در خاک بود. همچنین فضولات کرم خاکی تشکیل آترازین باقیمانده غیرقابل‌استخراج را کاهش داده و معدنی شدن آن را فراهم می‌سازد. آنها همچنین مشاهده کردند که کرم خاکی قادر بود آترازین را از سطح خاک به اعماق انتقال دهد، به گونه‌ای که پس از ۸۶ روز کم و بیش دو سوم آترازین موجود در سطح به وسیلهٔ کرم خاکی به عمق بیشتر از ۴ سانتی‌متری خاک نسبت به خاک فاقد کرم خاکی جابجا شده است. کرم‌های خاکی معمولاً در معرض بسیاری از سموم کشاورزی و دیگر مواد آلی قرار

می‌گیرند و روده آنها شامل شمار زیادی از باکتری‌های هوازی و بی‌هوازی با قابلیت زیاد سمیت‌زدایی هستند.

در پژوهشی با استخراج باکتری رودوکوکوس MTCC 6716 از روده کرم خاکی (Metaphire posthuma)، حشره‌کش اندوسولفان را در بازه زمانی ۱۵ روز بیش از ۹۲/۵۸ درصد آنرا بدون تولید متابولیت سمی تجزیه کردند (۶۷).

مونارد و همکاران (۶۸) برهم‌کنش کرم خاکی (لومبریسید) و باکترهای سودوموناس جدایه ADP و کلاتوباکتر هینتزی (Chelatobacter heintzii) تجزیهٔ آترازین را به وسیلهٔ کمی‌سازی 16S rRNA و تعداد کپی‌های متوالی ژن atzA بترتیب آنالیز کردند. هضم به وسیلهٔ کرم خاکی به گونهٔ معنی داری بر شمار باکتری‌های بومی و معدنی شدن آترازین مؤثر بود (۶۸).

قارچ‌ها

تجزیهٔ آترازین به وسیلهٔ قارچ‌هایی از جمله آسپرژیلوس فومیگاتوس (Aspergillus fumigatus)، آسپرژیلوس آستوس (Aspergillusustus)، ریزوپوس استولونیفر (Rhizopus stolonifer)، فوساریوم مانیلیفروم (Fusarium moniliforme)، پنسیلیوم لوتوم (Penicillium luteum) و شماری دیگر از قارچ‌ها گزارش شده است. از دیگر قارچ‌های مؤثر بر تجزیهٔ آترازین می‌توان به مایکوریزا اشاره کرد. قارچ‌های مایکوریزا آربسکولار افزون بر فراهمی فسفر در خاک برای گیاهان همزیست خود، توانایی تجزیهٔ آترازین در خاک را دارند (۶۹، ۱۴). هانگ و همکاران (۷۰) کارآیی قارچ مایکوریزا آربسکولار جدایهٔ گلوموس اتانیکاتوم (Glomus etunicatum) با گیاه همزیست ذرت بر روی تجزیهٔ آترازین، فعالیت‌های آنزیم‌های فسفاتاز و دهیدروژناز و جمعیت میکروبی خاک بررسی کردند. نتایج آزمایش نشان داد که ریشه‌ها و میسیلیوم‌های فرا ریشه‌ای مایکوریزا توانستند تجزیهٔ آترازین را در خاک افزایش دهند و فعالیت آنزیمی و اسیدهای چرب فسفولیپید خاک را بهبود ببخشند. هنگامیکه مقدار آترازین ۵ میلی‌گرم در هر کیلوگرم از وزن خاک بود، کاهش آترازین و تحریک فعالیت فسفاتاز و دهیدروژناز و اسیدهای چرب فسفولیپید در میسیلیوم‌های فراریشه‌ای در مقایسه با ریشه‌های مایکوریزا بیشتر بود. لیکن هنگامیکه مقدار آترازین به ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید، کاهش آترازین بیشتر در ریشه‌های مایکوریزا در مقایسه با میسیلیوم‌های فرا ریشه‌ای بود، که ممکن است به خاطر جلوگیری از فعالیت باکتری‌ها و سمیت بیشتر آترازین در غلظت‌های بسیار برای میسیلیوم‌های مایکوریزا باشد (۷۰).

تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین در شرایط هوازی

بیشتر تحقیقات صورت گرفته بر روی تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین بر روی کشت‌های خالص باکتری‌های هوازی انجام گرفته است. معدنی سازی آترازین در خاک تحت شرایط هوازی توسط محققین بسیاری گزارش شده است (۷۲، ۷۱). یک باکتری خاکزی، به نام نوکاردیا قادر است که از آترازین به تنهایی به عنوان منبع کربن و نیتروژن جهت تولید آنزیم‌های مسئول آلکیل‌زدایی و آمین‌زدایی استفاده نماید. فرآیند آلکیل‌زدایی مقدم بر آمین‌زدایی بوده و در اثر آن محصول نهایی ۲- کلرو- ۴-آمینو- اِس- تریازین بدست می‌آید که به عنوان یک متابولیت جدید غیرسمی برای گیاهان گزارش گردیده است. در هنگام انکوباسیون محلول علف‌کش آترازین در شرایط هوازی،

در عرض ۶ روز ۶۰٪ کاهش داشته و تنها ۱۰٪ از ۴-آمینو-۲-کلر- ۱، ۳، ۵ - تریازین همراه با برخی از متابولیت‌های دیگر که غیر قابل شناسایی هستند تشکیل می‌گردد. در این بررسی، تشکیل دی‌اتیل آترازین، دی‌ایزو پروپیل آترازین و دی‌اتیل دی ایزوپروپیل آترازین تشخیص داده نشده است. غلظت اولیهٔ آترازین مورد استفاده در این تحقیقات ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر بود (۷۳). در پژوهشی دیگر گزارش شده است که باکتری سودوموناس در غلظت اولیهٔ ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر آترازین می‌تواند از آن به تنهایی به عنوان منبع کربن استفاده نماید و بعد از گذشت ۵ روز حداکثر راندمان حذف ۴۵٪ مشاهده گردیده است. اما هنگامی که سیکلوهگزاهگزیمید (این ماده برای کنترل رشد قارچ استفاده می‌شود) به محیط اضافه گردد، میزان تجزیه به ۳۱٪ خواهد رسید که این نشان دهندهٔ اهمیت قارچ‌کش‌ها در تجزیهٔ علف کش آترازین می‌باشد. طبق نتایج به دست آمده از این تحقیق آلکیل‌زدایی هر دو زنجیرهٔ جانبی در صورت استفاده از زنجیره جانبی ایزوپروپیل مشاهده می‌گردد اما هیدروکسیلاسیون توسط کلرزدایی در کشت خالص تا زمانی که هر دو زنجیرهٔ جانبی باقی مانده باشند مشاهده نمی‌گردد. تصور می‌شود هر دو گروه آلکیله ممکن است مهار کننده کلرزدایی باکتریایی باشند اما آترازین مونو- دآلکیله می‌تواند توسط جدایه‌های باکتری سودوموناس کلرزدایی گردد و در نهایت به این نتیجه رسیدند که آترازین نمی‌تواند توسط این جدایهٔ باکتریایی معدنی گردد (۷۴).

در مقایسه با گزارشات ارائه شده در بالا آدامز و تورمان (۲۷)، دی‌اِتیل آترازین را در اعماق متفاوت خاک نسبت به دی‌ایزوپروپیل آترازین بیشتر اندازه‌گیری کردند و نشان دادند که باکتری‌های خاکزی از زنجیرهٔ جانبی اِتیل آترازین بیش از زنجیرهٔ جانبی ایزوپروپیل آترازین استفاده می‌نمایند که این نشان دهندهٔ فراوانی دی‌اتیل آترازین در خاک‌های غیر اشباع زمین‌های کشاورزی است. در مطالعهٔ دیگر میزان معدنی شدن زنجیرهٔ جانبی ایزوپروپیل تنها به میزان اندکی سریعتر از معدنی شدن حلقهٔ آترازین بود (۷۳)، اما اسکیپر و ولک (۷۵) نشان دادند که میزان معدنی شدن زنجیرهٔ جانبی اِتیل حدود ۸ برابر سریعتر از زنجیرهٔ جانبی ایزوپروپیل آترازین است. رادویچ و همکارانش (۷۶) یک گونهٔ باکتریایی تجزیه کننده آترازین را جدا سازی نمودند که توانایی استفاده از آترازین به عنوان منبع کربن و نیتروژن را داشت و قادر به معدنی سازی نسبی آترازین از طریق شکستن حلقهٔ کربنی آن بود. این گونهٔ باکتریایی، آترازین را به صورت هوازی در حضور و یا غیاب هر منبع کربن یا نیتروژن خارجی تجزیه می‌نمود. در پژوهشی دیگر مشخص گردید که گونه‌های رودوکوکوس جدایهٔ TE1 (۷۷) و جدایهٔ B30 (۷۸) در شرایط هوازی سبب تجزیهٔ علف‌کش اتیل دی پروپیل تیوکاربامات (EPTC) و متابولیزه کردن آترازین به دی اتیل و دی ایزوپروپیل آترازین می‌شوند که این متابولیت‌ها دیگر نمی‌توانند تجزیه شوند. در میان آترازین، پروپازین و سیمازین سرعت تجزیهٔ آترازین به محصولات دآلکیله بیشتر می‌باشد. گونهٔ سودوموناس Yaya6 قادر به تجزیهٔ سریع آترازین در خاک است (۷۹). در یک بررسی نشان داده شد که آگروباکتریوم رادیوباکتر J14a در محیط فاقد نیتروژن با حضور سیترات و ساکاروز به عنوان منبع کربن قادر به رشد بوده و غلظت اولیهٔ ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر آترازین را طی ۷۲ ساعت حدود ۹۴٪ معدنی نموده است (۸۰).

تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین تحت شرایط کمبود اکسیژن و بی‌هوازی

برخی از محققین بر این باورند که فرآیندهای بی‌هوازی در تجزیهٔ علف‌کش‌ها، بخصوص علف‌کش‌های کلره، نسبت به فرآیندهای هوازی تأثیر بیشتری دارند. آلاینده‌های بسیاری که در فرآیندهای لجن فعال به صورت هوازی مقاوم هستند در فرآیندهای بی‌هوازی قابل تجزیه می‌باشند (۸۱-۸۳). گونزی و بیرد (۸۴) مشاهده نمودند که ددت (DDT) که بطور معمول مقاوم و پایدار است در محیط بی‌هوازی با سرعت نسبتاً بیشتری به دده (DDD) تبدیل می‌گردد. پژوهشگران بسیاری بر نیاز به ارزیابی اهمیت تجزیهٔ میکروبی علف‌کش‌ها با میزان اکسیژن محدود تأکید کردند (۸۴-۸۶). سالدیک (۸۷) مشاهده کرد که لجن فاضلاب در شرایط بی‌هوازی اسید سیانوریک را تجزیه می‌نماید. گزارشات متعددی مبنی بر تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین در شرایط کمبود اکسیژن وجود دارد، که بیان می‌کنند که تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین درشرایط بی‌هوازی و بدون اکسیژن کاملاً ممکن و عملی است (۸۹- ۸۷).

جسی و همکاران (۸۲) در سال ۱۹۸۳ مطالعه‌ای را تحت عنوان "تجزیهٔ بی‌هوازی اسید سیانوریک، سیستئین و آترازین توسط یک گونهٔ باکتری بی‌هوازی اختیاری" انجام دادند. در این مطالعه یک باکتری بی‌هوازی اختیاری از رسوبات یک رودخانه که فاضلاب خروجی کارخانه‌ای را دریافت می‌کرد جداسازی گردید. این باکتری اسید سیانوریک را سریعاً تجزیه می‌نمود. در این پژوهش میزان تجزیه شدن این سه ترکیب توسط دستگاه HPLC مشخص و تولید آمونیاک نیز بطور پیوسته اندازه‌گیری می‌گردید. در این پژوهش مشاهده شد که تحت شرایط بی‌هوازی اگر منبع کربن و انرژی وجود نداشت این گونهٔ باکتری از اسید سیانوریک و سیستئین استفاده می‌نمود ولیکن در شرایط هوازی این باکتری به دلیل نامشخصی قادر به انجام این عمل نبود. نتایج نشان دادند که نرخ بازده سلولی با حضور همزمان اسید سیانوریک و سیستئین در محیط افزایش می‌یابد. سیستئین سریعتر از اسید سیانوریک در چرخهٔ رشد سلولی توسط باکتری مذکور استفاده می‌گردید اما همهٔ اسید سیانوریک موجود در محیط بدون مشاهده یک فاز تأخیری بعد از سیستئین توسط این گونهٔ باکتریایی متابولیزه می‌گردید. آترازین نیز در همین محیط بوسیلهٔ این باکتری تجزیه گردید. در این مطالعه مشاهده شد که این باکتری بی‌هوازی اختیاری می‌تواند آترازین را از حدود ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر به ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر (راندمانی در حدود ۴۷٪) در طی یک هفته در شرایط بی‌هوازی کاهش دهد. در طی سه روز اول تجزیهٔ آترازین سریع بوده و بعد از سه روز باکتری‌ها به فاز ثابت رسیدند (۸۲). چانگ و همکاران (۹۰) تغییر شکل بیولوژیکی آترازین را در رسوبات وتلند دریافت کننده فاضلاب یک کارخانهٔ قند محلی با یک غلظت اولیهٔ ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر با فرآیند کومتابولیک با استفاده از منابع انرژی و کربن مختلف مانند متانول، استات سدیم، اسید استیک و گلوکز بررسی نمودند. حدود ۲۰٪ از کل آترازین بعد از ۳۸ هفته انکوباسیون در شرایط بی‌هوازی به گونه‌هایی غیر از تریازین تبدیل شد. فرض بر این است که این مقدار کاهش آترازین (۲۰٪) در فرآیند معدنی شدن باعث تبدیل آن به محصولات نهایی همچون آمونیاک و دی‌اکسید کربن گردیده است. مشخص شده است که هیدروکسی آترازین تنها متابولیت اولیهٔ حاصل از تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین بوده که در طبیعت برای

گیاهان غیر سمی می‌باشد (۲۳). بنابراین، هیدروکسی آترازین که مهم‌ترین و اصلی‌ترین متابولیت حاصل از تجزیهٔ آترازین است در طبیعت برای گیاهان غیر سمی می‌باشد (۹۲، ۹۱)، در حالی که دی اتیل آترازین و دی ایزوپروپیل آترازین برای گیاهان سمی هستند. در فرآیند کومتابولیسم که در آنها دکستروز به عنوان منبع کربن خارجی استفاده می‌گردد، کنسرسیوم میکروبی در رآکتور UASB می‌توانند حدود ۵۰٪ از آترازین را از فاضلاب حذف نمایند در حالیکه در یک رآکتور پیوندی ناپیوسته متوالی راندمان حذف ۶۵٪ بدست می‌آید که کاهش بیشتر در رآکتور پیوندی به علت تلفیق زغال چوب (استفاده شده به عنوان بستر بیولوژیکی) و ترکیبی از باکتری‌ها بوده است (۹۳). در یک پژوهش مشخص گردید که باکتری جدا سازی شده M91-3 قادر به استفاده از آترازین به عنوان منبع کربن و نیتروژن تحت شرایط بدون اکسیژن می‌باشد. متابولیت تشخیص داده شده در این مطالعه هیدروکسی آترازین بود (۹۴). در مطالعه‌ای دیگر مشاهده شد که سیازین بطور رقابتی سبب مهار تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین توسط باکتری M91-3 می‌گردد (۹۵)، همچنین در مطالعه‌ای که در رابطه با تجزیهٔ آترازین در شرایط کمبود اکسیژن صورت گرفت این گونه بیان گردید که باکتری سودوموناس جدایهٔ ADP می‌تواند ۵۵٪ و ۷۵٪ از آترازین را به ترتیب طی ۲ و ۴ روز تحت شرایط دنیتریفیکاسیون معدنی نماید (۹۶).

از اواسط دههٔ ۱۹۹۰ میلادی، گزارش‌هایی مبنی بر تجزیهٔ آترازین به وسیلهٔ شمار بسیاری از باکتری‌ها شده است (۹۷)، حتی برخی از این باکتری‌ها قادر به معدنی کردن کامل علف‌کش آترازین بوده‌اند. این باکتری‌ها معمولاً تجزیهٔ آترازین را به وسیلهٔ واکنش کلرزدایی هیدرولیتیکی آغاز می‌کنند و آنزیم‌های آمینوهیدرولاز فعال شده آترازین را به اسید سیانوریک تبدیل می‌کنند (۶۰). اسید سیانوریک به وسیلهٔ یک سری دیگر از آنزیم‌های آمینوهیدرولاز به بیوریت و سپس به اوره تبدیل می‌شود (۶۱). در گزارشاتی اشاره شده است که باکتری‌های گونهٔ سودوموناس قادر به تجزیهٔ علف‌کش‌های آترازین و آلاکلر می‌باشند (۶۲). از دیگر باکتری‌های تجزیه کننده می‌توان به باکتری‌های جنس کلبسیلا و کوماموناس اشاره کرد که قادر بودند آترازین را در بازه زمانی ۲۴ ساعت در محیط کشت مایع به میزان ۸۳٪ تجزیه نمایند (۵۹). ساتسوما کوجی (۹۸) در آزمایشی، به وسیلهٔ باکتری‌های بومی رودخانه‌ای جنس‌های نوکاردیویدز و پدومیکروبیوم تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین را مورد بررسی قرار داد. باکتری جنس نوکاردیویدز گونه AN4-4، آترازین را به سیانوریک اسید تجزیه کرد. باکتری پدومیکروبیوم گونه AN4-9 توانست آترازین را به محصولات نهایی تجزیه کند. در پژوهشی دیگر تجزیهٔ آترازین به وسیلهٔ باکتری‌های گرم مثبت و گرم منفی جداسازی شده از خاک‌های آلوده به آترازین در فرانسه انجام شد (۶۳). جنس‌های این باکتری‌ها بر اساس توالی 16SrDNA تعیین شد. باکتری‌های گرم منفی شامل جنس‌های کلاتوباکتر هینتزی، آمینوباکتر آمینوورانس، استنوتروفوموناس و باکتری گرم مثبت شامل جنس آرتروباکتر کریستالوپویتز بودند. نتایج بدست آمده از آزمایش نشان داد که باکتری‌های گرم منفی که دارای ژن‌های atzA، atzB، atzC و trzD بودند، توانستند کربن نشاندار ۱۴ آترازین را معدنی کنند، درحالیکه باکتری‌های گرم مثبت تنها با داشتن ژن‌های atzB و atzC توانستند آترازین

را به اسید سیانوریک تبدیل کنند و برای اولین بار بود که وجود ژن trzD در این باکتری‌های معدنی کننده آترازین گزارش شد. بر پایهٔ پژوهش‌های انجام شده، باکتری‌های سودوموناس به دلیل دارا بودن ژن‌های کد کننده آنزیم‌های تجزیه کننده آلاینده‌های آلی مانند مشتقات نفتی، هیدروکربن‌های حلقوی آروماتیک، آفت‌کش‌هایی مانند آترازین، 2,4-D، اورگانوفسفات‌ها و دیگر آلاینده‌ها، توان تجزیهٔ این آلاینده‌ها را دارند(۹۹، ۲). از باکتری‌های سودوموناس می‌توان به باکتری‌های سودوموناس آرژینوزا و سودوموناس فلورسنس اشاره کرد. در مطالعه‌ای که توسط رضایی و همکارانش(۵۳، ۱۴) تحت عنوان "مطالعهٔ تجزیهٔ علف‌کش آترازین به وسیلهٔ باکتری‌های سودوموناس فلورسنس و سودوموناس آرژینوزا به عنوان منبع نیتروژن و کربن در شرایط آزمایشگاهی" که در سال ۱۳۸۹ انجام گرفت نتایج حاکی از این مطلب بودند که هر دو باکتری توان تجزیهٔ آترازین در هر سه غلظت ۱۰۰،۲۰۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر در بازه زمانی ۴۸ ساعت را داشتند، لیکن با افزایش غلظت آترازین مقدار بیشتری از آن تجزیه شد. توانایی باکتری سودوموناس فلورسنس در تجزیهٔ آترازین بیشتر از سودوموناس آرژینوزا بود، به گونه‌ای که سودوموناس فلورسنس ۴۵٪ و سودوموناس آرژینوزا ۳۸/۸۸٪ آترازین را در بازه زمانی ۴۸ ساعت در شرایط آزمایشگاهی تجزیه کردند. سودوموناس فلورسنس آترازین را در سه غلظت ۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب ۱۸/۵، ۴۸/۹۱ و ۷۲/۶ درصد و سودوموناس آرژینوزا نیز به ترتیب ۱۹/۰۸، ۳۳/۸۳ و ۶۲/۶۶ درصد در بازه زمانی ۴۸ ساعت تجزیه نمودند. در مطالعه‌ای دیگر که توسط کاتز و همکاران (۱۰۰) در سال ۲۰۰۱ با هدف تجزیهٔ آترازین در شرایط بی‌هوازی توسط باکتری اختصاصی سودوموناس جدایهٔ ADP صورت پذیرفت به این نتیجه دست یافتند که طی ۲۰ الی ۴۰ روز در یک رآکتور ناپیوسته راندمان حذف آتراین نزدیک به ۹۰٪ بوده است که با توجه به زمان بسیار زیاد در این سیستم راندمان قابل قبولی نمی‌باشد. در مطالعه‌ای دیگر که توسط پورتزمن با هدف تصفیهٔ آب‌های حاوی بقایای آترازین تجاری بوسیلهٔ آگروموباکتریوم رادیوباکتر جدایهٔ J14a در رآکتور ناپیوسته متوالی با رشد چسبیده انجام گرفت مشخص گردید که راندمان حذف این سیستم بیولوژیکی در زمان ماند هیدرولیکی ۷ روز ۹۱٪ می‌باشد. در مطالعه‌ای که توسط کرافورد و همکاران (۹۴) تحت عنوان "تجزیهٔ بیولوژیکی آترازین تحت شرایط دنیتریفیکاسیون" در سال ۱۹۹۸ انجام گرفت، تجزیهٔ بیولوژیکی بی‌هوازی آترازین بوسیلهٔ جداسازی باکتری M91-3 در یک سیستم ناپیوسته با بستر ثابت شیشه‌ای مورد بررسی قرار گرفت. این باکتری از آترازین به عنوان تنها منبع کربن و نیتروژن تحت شرایط انوکسیک استفاده می‌نمود. نتایج حاصله نشان داد که تحت شرایط بی‌هوازی بعد از گذشت ۶ روز، این گونهٔ میکروبی قادر بود آترازین را به میزان ۵۰٪ تجزیه نماید. در پژوهشی که توسط گش و همکارانش (۸۳) با عنوان تصفیهٔ بی‌هوازی فاضلاب‌های حاوی آترازین صورت گرفت مشخص گردید که یک کنسرسیوم میکروبی بی‌هوازی در طی گذشت ۵ روز قادر است ۵۱٪ از آترازین ورودی به سیستم را حذف نماید. با عنایت به مطالب ذکر گردیده استنباط می‌گردد که در مطالعاتی که با هدف تجزیه و معدنی‌سازی آترازین از کنسرسیومی از میکروارگانیزم‌ها استفاده می‌گردد راندمان حذف بیشتر بوده و از طرفی خطر ایجاد محصولات حدواسط از قبیل اسید سیانوریک

که دارای خطرات زیست محیطی فراوانی هستند وجود ندارد و تجزیهٔ کامل آترازین و معدنی‌سازی آن صورت می‌گیرد (۱۰۱، ۵۸، ۵۷).

با توسعه و پیشرفت صنعت کشاورزی، سموم شیمیایی به طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار گرفته‌اند. آفت‌کش‌ها به دلیل داشتن ماهیت سمی و همچنین پایداری در زنجیره غذایی، تهدیدی برای محیط زیست به شمار می‌روند. حدود ۹۰٪ از کاربرد آفت‌کش‌های کشاورزی هرگز به موجودات هدف نمی‌رسد اما در عوض در هوا، خاک و آب پراکنده می‌شوند. در نتیجه این آفت‌کش‌ها معمولاً در هوا، آب‌های سطحی و زیرزمینی، رسوبات، خاک، گیاهان و تا حدی در مواد غذایی یافت می‌شوند (۱۰۳، ۱۰۲). یکی از این سموم که به دلیل تأثیر بسیار مطلوب در حذف علف‌های هرز از زمین‌های زراعی کاربرد بسیار فراوانی یافته است علف‌کش آترازین می‌باشد که به خاطر خصوصیات خاص فیزیکی و شیمیایی خود دارای پایداری بسیار بالایی در محیط زیست می‌باشد که بر این اساس اثرات نامطلوب آنها در حفظ تعادل محیط زیست و اکوسیستم‌های طبیعی بسیاری از دانشمندان محیط زیست را در مورد وضعیت این آلاینده نگران کرده است. توجه به موضوع تجزیه بیولوژیکی میکروبی آلاینده‌ها در سال‌های اخیر به اوج خود رسید و در این راستا بشر جهت یافتن مسیرهایی برای حذف آلاینده‌ها از محیط زیست تلاش می‌کند. روش‌های زیست‌پالایی و زیست‌دگرگونی تلاش می‌کنند تا توانایی شگفت‌آور طبیعی متابولیسم زنوبیوتیک میکروبی (Microbial xenobiotic metabolism) را برای تجزیه، تبدیل یا تجمع دامنه وسیعی از ترکیبات از ترکیبات سمی را تحت کنترل درآورند. زیست‌پالایی، به معنای استفاده از میکروارگانیسم‌ها برای از بین بردن و یا جمع کردن مواد آلاینده، مورد استفاده قرار می‌گیرد. این فرآیند از سم‌زدایی، با استفاده از کانی‌سازی (Mineralization)، تغییر شکل (Transformation) و یا دگرسانی (Alteration) مواد شیمیایی مضر را مورد هدف قرار می‌دهد. تجزیهٔ زیستی از نقطه نظر اقتصادی و زیست محیطی بهترین راهکار برای حذف آلاینده‌های دیرپا از محیط زیست می‌باشد. امروزه استفاده از میکروارگانیسم‌های بومی یا اصلاح شده بوسیلهٔ مهندسی ژنتیک برای تصفیهٔ محیط‌های آلوده به سموم آفت‌کش بطور فزاینده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد. گزارشاتی مبنی بر وجود میکروارگانیسم‌های مختلف (باکتری، قارچ، مخمر، جلبک و ...) در ارتباط با تولید ژنوم و آنزیم‌هایی که آنها را قادر به تصفیهٔ یا تجزیهٔ زیستی آلاینده‌ها از محیط‌های آبی و خاکی می‌کند ارائه گردیده است. در نهایت به منظور کاربرد بیشتر این فناوری سبز تعیین خصوصیات خاک و همچنین مطالعات سم‌شناسی محیطی (اکوتوکسیکولوژی) با هدف شناسایی توانایی میکروارگانیسم‌های بومی آب و خاک یک امر ضروری می‌باشد.

References

1- Tajreshi M. Concerns of the quality of water resources in Iran. The Second Asian Conference on Water and Wastewater. Water Organization (Tehran): 2001. [Persian]

2- Derakhshan Z, Baghapour MA, Nasseri S. Removal of atrazine herbicide from aquatic environments by anaerobic/aerobic submerged biological filters. Shiraz, Shiraz university of medical science; 2013.

3- Zaman Zadeh M, Azimi A. Treatment of surface water in developing countries.Firth edition, Tehran University Publication. 2003:73-97. [Persian]

4- Birnbaum LS, Fenton SE. Cancer and developmental exposure to endocrine disruptors. Environmental health perspectives. 2003;111(4):389.

5- Hopenhayn-Rich C, Stump M, Browning S. Regional assessment of atrazine exposure and incidence of breast and ovarian cancers in Kentucky. Archives of environmental contamination and toxicology. 2002;42(1):127–36.

6- Kettles M, Browning SR, Prince TS, Horstman SW. Triazine herbicide exposure and breast cancer incidence: an ecologic study of Kentucky counties. Environmental health perspectives. 1997;105(11):1222.

7- Gammon DW, Aldous CN, Carr WC, Sanborn JR, Pfeifer KF. A risk assessment of atrazine use in California: human health and ecological aspects. Pest management science. 2005;61(4):331-55.

8- Mehrdadi N, Yadollahi A. The effects of toxins and chemical fertilizers on Lapu Zaghmaz. The Conference on the environmental effects of agricultural wastewaters on surface water and groundwater. 2002:65-72. [Persian]

9- Amir Beigi M. Principles of treatment and health of water. 3rd Ed. Andisheh-e Rafi'.2009: 50-229. [Persian]

10- Derakhshan Z, Baghapour MA, Faramarzian M. Evaluate the performance of aerated submerged filter in removing atrazine from aquatic environments . Journal of Research Civil Engineering, in press. [Persian]

11- Baghapour MA, Nasseri S, Derakhshan Z. Atrazine removal from aqueous solutions using submerged biological aerated filter. Journal of environmental health science and engineering. 2013;6(11):1-9.

12- Nasseri S, Baghapour MA, derakhshan z, Faramarzian M. Degradation of atrazine by microbial consortium in an anaerobic submerged biological filter. Journal of water and health. 2014.

13- Mourão HA, Malagutti AR, Ribeiro C. Synthesis of TiO_2-coated $CoFe_2O_4$ photocatalysts applied to the photodegradation of atrazine and rhodamine B in water. Applied catalysis A: General. 2010;382(2):284-92.

14- Rezaeei D, Haghniya Gh. M. & Lakziyan, A. The study of atrazine herbicide by pseudomonas fluorescens and Pseudomonas aeruginosa bacteria as a resource of nitrogen and carbon in vitro. Water and Soil Journal (Agricultural Science and Industry).2012:25(4):779. [Persian]

15- Nosrati A, Iran Bakhsha A, Saburi MH. Investigating the process of decomposition and durability of two atrazine herbicides and 2-4D in farm conditions. The journal of research and development in farming and agriculture. 2007;75; 86-96. [Persian]

16- Ghosh PK, Philip L. Enviromental significance of atrazine in aqueous systems and its removal by biological processes: An overview. Global NEST journal. 2006;8(2):159-78.

17- Kolpin DW, Kalkhoff SJ. Atrazine degradation in a small stream in Iowa. Environmental science & technology. 1993;27(1):134-9.

18- Thurman EM, Goolsby DA, Meyer MT, Mills MS, Pomes ML, Kolpin DW. A reconnaissance study of herbicides and their metabolites in surface water of the midwestern United States using immunoassay and gas chromatography/mass spectrometry. Environmental Science & Technology. 1992;26(12):2440-7.

19- Gaines TB, Linder RE. Acute toxicity of pesticides in adult and weanling rats. Fundamental and applied toxicology. 1986;7(2):299-308.

20- Hoffman DJ, Albers PH. Evaluation of potential embryotoxicity and teratogenicity of 42 herbicides, insecticides, and petroleum contaminants to mallard eggs. Archives of environmental contamination and toxicology. 1984;13(1):15-27.

21- Lusby AF, Simmons Z, McGuire PM. Variation in mutagenicity of s-triazine compounds tested on four salmonella strains. Environmental mutagenesis. 1979;1(3):287-90.

22- Pinter A, Török G, Börzsönyi M, Surjan A, Csik M, Kelecsényi Z, et al. Long-term carcinogenicity bioassay of the herbicide atrazine in F344 rats. Neoplasma. 1990;37(5):533.

23- Kaufman D, Blake J. Degradation of atrazine by soil fungi. Soil Biology and Biochemistry. 1970;2(2):73-80.

24- Bintein S, Devillers J. Evaluating the environmental fate of atrazine in France. Chemosphere. 1996;32(12):2441-56.

25- Buser HR. Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. Environmental science & technology. 1990;24(7):1049-58.

26- Chevreuil M, Garmouma M, Teil MJ, Chesterikoff A. Occurrence of organochlorines (PCBs, pesticides) and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere and in the fallout from urban and rural stations of the Paris area. Science of the total environment. 1996;182(1):25-37.

27- Adams CD, Thurman E. Formation and transport of deethylatrazine in the soil and vadose zone. Journal of environmental quality. 1991;20(3);540-547.

28- Cerejeira M, Viana P, Batista S, Pereira T, Silva E, Valério M, et al. Pesticides in Portuguese surface and ground waters. Water research. 2003;37(5):1055-63.

29- Kruger EL, Somasundaram L, Coats JR, Kanwar RS. Persistence and degradation of [14C] atrazine and [14C] deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions. Environmental toxicology and chemistry. 1993;12(11):1959-67.

30- Azim Zadeh H.R, Derakhshan Z, Faramarzian M. New technologies in removing durable pollutants from porpuse environments. The first national conference on environmental health, health, and durable environment. 2014. [Persian]

31- Khani M.R, Musavi Gh.M, Jafarzadeh Haghighi Fard N. Wastewater Treatment and Reuse. Khaniran Publication. First Edition. 2011. [Persian]

32- Metcalf L, Eddy H, Tchobanoglous G. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse: McGraw-Hill; 2010.

33- Cole AL. Co-removal of Atrazine and nitrate from groundwater using a Mulch biofilm. Nebraska: Faculty of The graduate college at the university of Nebraska; 2012.

34- Burken JG, Schnoor JL. Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates. Journal of environmental engineering. 1996;122(11):958-63.

35- Hussain S, Siddique T, Arshad M, Saleem M. Bioremediation and phytoremediation of pesticides: recent advances. Critical reviews in environmental science and technology. 2009;39(10):843-907.

36- Ibrahim SI, Abdel Lateef MF, Khalifa HMS, Abdel Monem AE. Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using Zea mays (maize). Annals of agricultural sciences. 2013.

37- Liao M, Xie X. Effects of combination of plant and microorganism on degradation of simazine in soil. Journal of environmental sciences. 2008;20(2):195-8.

38- Arthur EL, Rice PJ, Rice PJ, Anderson TA, Baladi SM, Henderson KL, et al. Phytoremediation—an overview. Critical reviews in plant sciences. 2005;24(2):109-22.

39- Rice CP, Sikka HC. Fate of dieldrin in selected species of marine algae. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 1973;9(2)116-123.

40- Kavi Karunya S, Saranraj P. Toxic effects of pesticide pollution and its biological control by microorganisms: a review. Applied journal of hygiene. 2014;1(3):1-10.

41- Ortiz-Hernández M.L, et al., Bioremediation of soils contaminated with pesticides: experiences in Mexico, in bioremediation in latin america current research and perspectives, Alvarez A and AlejandrabPolti M, Editors. 2014, Springer Cham Heidelberg New York Dordrecht London.

42- Meleiro Porto A.L, et al., Biodegradation of pesticides, in pesticides in the modern world - pesticides use and management, M. Stoytcheva, Editor. 2011; InTech. 5-20.

43- Donnelly P, Entry J, Crawford D. Degradation of atrazine and 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid by mycorrhizal fungi at three nitrogen concentrations in vitro. Applied and environmental microbiology. 1993;59(8):2642-7.

44- Yuanfan H, et al., Characterization of a fenpropathrin-degrading strain and construction of a genetically engineered microorganism for simultaneous degradation of methyl parathion and fenpropathrin. Journal of environmental management, 2010; 91: 2295-2300.

45- Sharma P, et al., Efficient biotransformation of herbicide diuron by bacterial strain Micrococcus sp. PS-1. Biodegradation., 2010.

46- Mwangi K, et al., Degradation of dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by bacterial isolates from cultivated and uncultivated soil. African journal of microbiology research, 2010; 4(3);185-196.

47- Sarkar S, Seenivasan S, and Premkumar R, Biodegradation of propiconazole by Pseudomonas putida isolated from tea rhizosphere. Plant soil environ, 2009; 55(5);196-201.

48- Li X, He J, and Li S, Isolation of a chlorpyrifos-degrading bacterium, Sphingomonas sp. strain Dsp-2, and cloning of the mpd gene. Research in microbiology, 2007; 158(2);143-149.

49- Arbeli Z, Fuentes CL. Accelerated biodegradation of pesticides: An overview of the phenomenon, its basis and possible solutions; and a discussion on the tropical dimension. Crop Protection. 2007;26(12):1733-46.

50- Jordan L, Farmer W, Goodin J, Day B. Nonbiological detoxication of the s-triazine herbicides. Single Pesticide Volume: The Triazine Herbicides: Springer; 1970; 267-86.

51- Singh DK. Biodegradation and bioremediation of pesticide in soil: concept, method and recent developments. Indian journal of microbiology. 2008;48(1):35-40.

52- Celis E, Elefsiniotis P, Singhal N. Biodegradation of agricultural herbicides in sequencing batch reactors under aerobic or anaerobic conditions. Water research. 2008;42(12):3218-24.

53- Rezaee D, Haghnia GH, Lakzian A. Biodegradation of atrazine in different concentrations by Pseudomonas bacteria. Journal of plant protection (agricultural science and technology) 2011;25(2):223-6.

54- Levanon D. Roles of fungi and bacteria in the mineralization of the pesticides atrazine, alachlor, malathion and carbofuran in soil. Soil biology and biochemistry. 1993;25(8):1097-105.

55- Abigail MEA, Das N. Microbial degradation of atrazine, commonly used herbicide. International journal of advanced biological research. 2012;2(1):16-23.

56- Protzman RS, Lee P-H, Ong SK, Moorman TB. Treatment of formulated atrazine rinsate by Agrobacterium radiobacter strain J14a in a sequencing batch biofilm reactor. Water research. 1999;33(6):1399-404.

57- Mandelbaum RT, Allan DL, Wackett LP. Isolation and characterization of a Pseudomonas sp. that mineralizes the s-triazine herbicide atrazine. Applied and environmental microbiology. 1995;61(4):1451-7.

58- Izadi E, Rashed Mohasel M, Zand E, Nasiri Mahalati M, Lakzian A. Evaluation of soil texture and organic matter on Atrazine degradation. Environmental sciences. 2008;5(4):53-64.

59- Yang C, Li Y, Zhang K, Wang X, Ma C, Tang H, et al. Atrazine degradation by a simple consortium of Klebsiella sp. A1 and Comamonas sp. A2 in nitrogen enriched medium. Biodegradation. 2009;21(1):97-105.

60- Topp E, Zhu H, Nour SM, Houot S, Lewis M, Cuppels D. Characterization of an Atrazine-DegradingPseudaminobacter sp. Isolated from Canadian and French Agricultural Soils. Applied and environmental microbiology. 2000;66(7):2773-82.

61- Martinez B, Tomkins J, Wackett LP, Wing R, Sadowsky MJ. Complete Nucleotide Sequence and Organization of the Atrazine Catabolic Plasmid pADP-1 from Pseudomonas sp. Strain ADP. Journal of bacteriology. 2001;183(19):5684-97.

62- Chirnside AE, Ritter WF, Radosevich M. Isolation of a selected microbial consortium from a pesticide-contaminated mix-load site soil capable of degrading the herbicides atrazine and alachlor. Soil biology and biochemistry. 2007;39(12):3056-65.

63- Rousseaux S, Hartmann A, Soulas G. Isolation and characterisation of new Gram□negative and Gram□positive atrazine degrading bacteria from different French soils. FEMS microbiology ecology. 2001;36(2□ 3):211-22.

64- Hickman ZA, Reid BJ. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. Environment international. 2008;34(7):1072-81.

65- Binet F, Kersanté A, Munier-Lamy C, Le Bayon R-C, Belgy M-J, Shipitalo MJ. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a silt loam soil. Soil biology and biochemistry. 2006;38(6):1255-63.

66- Farenhorst A, Topp E, Bowman B, Tomlin A. Earthworm burrowing and feeding activity and the potential for atrazine transport by preferential flow. Soil biology and biochemistry. 2000;32(4):479-88.

67- Verma K, Agrawal N, Farooq M, Misra RB, Hans RK. Endosulfan degradation by a Rhodococcus strain isolated from earthworm gut. Ecotoxicology and environmental safety. 2006;64(3):377-81.

68- Monard C, Martin-Laurent F, Vecchiato C, Francez AJ, Vandenkoornhuyse P, Binet F. Combined effect of bioaugmentation and bioturbation on atrazine degradation in soil. Soil biology and biochemistry. 2008;40(9):2253-9.

69- Haghnia H, Razavi M. Treating the water and soil polluted with pesticides. Environmental Protection Agency publication. Environment Publications, 2008. [Persian]

70- Huang H, Zhang S, Wu N, Luo L, Christie P. Influence of Glomus etunicatum/Zea mays mycorrhiza on atrazine degradation, soil phosphatase and dehydrogenase activities, and soil microbial community structure. Soil biology and biochemistry. 2009;41(4):726-34.

71- Kuhn EP, Townsend GT, Suflita JM. Effect of sulfate and organic carbon supplements on reductive dehalogenation of chloroanilines in anaerobic aquifer slurries. Applied and environmental microbiology. 1990;56(9):2630-7.

72- Obien SR, Green R. Degradation of atrazine in four Hawaiian soils. Weed science. 1969:509-14.

73- Giardina M.C., Giardi M.T., G F. Atrazine metabolism by Nocardia: elucidation of the initial pathway and synthesis of potential metabolites. AgricBiol Chem. 1982;46(6):1439-45.

74- Yanze-Kontchou C, Gschwind N. Mineralization of the herbicide atrazine as a carbon source by a Pseudomonas strain. Applied and environmental microbiology. 1994;60(12):4297-302.

75- Skipper H, Volk V. Biological and chemical degradation of atrazine in three Oregon soils. Weed science. 1972:344-7.

76- Radosevich M, Traina SJ, Hao Y-L, Tuovinen OH. Degradation and mineralization of atrazine by a soil bacterial isolate. Applied and environmental microbiology. 1995;61(1):297-302.

77- Behki R, Topp E, Dick W, Germon P. Metabolism of the herbicide atrazine by Rhodococcus strains. Applied and environmental microbiology. 1993;59(6):1955-9.

78- Behki RM, Khan SU. Degradation of atrazine, propazine, and simazine by Rhodococcus strain B-30. Journal of agricultural and food chemistry. 1994;42(5):1237-41.

79- Wenk M, Baumgartner T, Dobovšek J, Fuchs T, Kucsera J, Zopfi J, et al. Rapid atrazine mineralisation in soil slurry and moist soil by inoculation of an atrazine-degrading Pseudomonas sp. strain .Applied microbiology and biotechnology. 1998;49(5):624-30.

80- Struthers J, Jayachandran K, Moorman T. Biodegradation of atrazine by Agrobacterium radiobacter J14a and use of this strain in bioremediation of contaminated soil. Applied and environmental microbiology. 1998;64(9):3368-75.

81- Seybold C, Mersie W, McNamee C. Anaerobic degradation of atrazine and metolachlor and metabolite formation in wetland soil and water microcosms. Journal of environmental quality. 2001;30(4):1271-7.

82- Jessee JA, Benoit R, Hendricks A, Allen G, Neal J. Anaerobic degradation of cyanuric acid, cysteine, and atrazine by a facultative anaerobic bacterium. Applied and environmental microbiology. 1983;45(1):97-102.

83- Ghosh P, Philip L, Bandyopadhyay M. Anaerobic treatment of atrazine bearing wastewater. Journal of environmental science and health, Part B. 2001;36(3):301-16.

84- Guenzi W, Beard W. Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability of DDT in soil. Soil science society of america journal. 1968;32(4):42-52.

85- MacRae IC, Raghu K, Castro TF. Persistence and biodegradation of four common isomers of benzene hexachloride in submerged soils. Journal of agricultural and food chemistry. 1967;15(5):911-4.

86- Raghu K, MacRae I. Biodegradation of the gamma isomer of benzene hexachloride in submerged soils. Science. 1966;154(3746):263-4.

87- Saldick J. Biodegradation of cyanuric acid. Applied microbiology. 1974;28(6):1004-8.

88- Erickson LE, Lee KH, Sumner DD. Degradation of atrazine and related striazines. Critical reviews in environmental science and technology. 1989;19(1):1-14.

89- Kaufman DD, Kearney PC, Sheets TJ. Simazine: degradation by soil microorganisms. Science. 1963;142(3590):405-6.

90- Chung K, Ro K, Roy D. Fate and enhancement of atrazine biotransformation in anaerobic wetland sediment. Water research. 1996;30(2):341-6.

91- Bailey GW, White JL, Rothberg T. Adsorption of organic herbicides by montmorillonite: Role of pH and chemical character of adsorbate. Soil science society of america journal. 1968;32(2):222-34.

92- Stucki G, Yu CW, Baumgartner T, Gonzalez-Valero JF. Microbial atrazine mineralisation under carbon limited and denitrifying conditions. Water research. 1995;29(1):291-6.

93- Ghosh PK, Philip L, Bandyopadhyay M. Management of Atrazine bearing wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor–adsorption system. ASCE. 2005;9(2):112-21.

94- Crawford J, Sims G, Mulvaney R, Radosevich M. Biodegradation of atrazine under denitrifying conditions. Applied microbiology and biotechnology. 1998;49(5):618-23.

95- Gebendinger N, Radosevich M. Inhibition of atrazine degradation by cyanazine and exogenous nitrogen in bacterial isolate M91-3. Applied microbiology and biotechnology. 1999;51(3):375-81.

96- Shapir N, Mandelbaum RT, Jacobsen CS .Rapid atrazine mineralization under denitrifying conditions by Pseudomonas sp. strain ADP in aquifer sediments. Environmental science & technology. 1998;32(23):3789-92.

97- Shaner DL, Henry WB, Krutz LJ, Hanson B. Rapid assay for detecting enhanced atrazine degradation in soil. 2009.

98- Satsuma K. Complete biodegradation of atrazine by a microbial community isolated from a naturally derived river ecosystem (microcosm). Chemosphere. 2009;77(4):590-6.

99- Izadi A, Rashed Mahsul M.H, Zand A. Evaluating the effects of texture and organic materials of soil on degradation of atrazine herbicide. Environmental Sciences. 2008; 5(4);53-64. [Persian]

100- Katz I, Dosoretz CG, Mandelbaum RT, Green M. Atrazine degradation under denitrifying conditions in continuous culture of Pseudomonas ADP. Water research. 2001;35(13):3272-5.

101- Mandelbaum R, Wackett LP, Allan DL. Mineralization of the s-triazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures. Applied and environmental microbiology. 1993;59(6):1695-701.

102- Grenni P. Effects of pesticides and pharmaceuticals on soil and water bacterial communities: University of Milano-Bicocca; 2011.

103- Rani K, Dhania G. Bioremediation and biodegradation of pesticide from contaminated soil and water - A noval approach. IntJCurrMicrobiolAppSci,. 2014;10(3):23-33.

New Technologys in Atrazine Removal from Environment with Emphasis on Biodegradation: A Review

Derakhshan Z (MS.c)[1], Ebrahimi A (Ph.D)[2], Faramarzian M (MS.c)[3], Sedighi Khavidak S (Ph.D)[4], Ehrampoush MH (Ph.D)[5]

1. Ph.D student of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran
2. Assistant Professor, Environmental Science and Technology Research Center, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran
3. MS.c of Environmental Health Engineering, Shiraz University of Medical Science, Shiraz, Iran
4. Assistant Professor, Department of Microbiology,Medical Biotechnology Research Center, Ashkezar Branch, Islamic Azad University, Yazd, Iran
5. Professor, Environmental Science and Technology Research Center, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran

Abstract

Introduction: Considering the lack of agricultural lands and the loss of products by pests, utilization of pesticides like atrazine has increased. Due to low vapor pressure, high half-life, and high mobility, this herbicide results in pollution of different ecosystems. In regard with its toxicity, US Environmental Protection Agency has ranked atrazine in III class. Due to its potential capacity in polluting groundwater, it is highly significant.

Methods: Many chemical and physical methods have been introduced to remove this herbicide from soil and water environments; however, these methods involve high expenses and cause the creation of other toxic products. Due to development of the science of interaction between man and nature, nowadays biological treatment is uniquely significant. Biological treatment is a process in which microorganisms are utilized to convert and decompose pollutants existing in the environment.

Conclusion: Biodegradation is economically and environmentally the best approach to remove long-standing pollutants from the environment. Nowadays, genetic engineering extensively utilizes local or modified microorganisms in treating the environments polluted with pesticides. Finally, in order to further utilize this green technology, it is necessary to specify the soil properties and also conduct ecotoxicological studies in order to identify the capacity of local microorganisms of water and soil.

Keywords: Agricultural pesticides, Atrazine, Biodegradation, Persistant Pollutants, Environment