

تأثیر منابع مختلف مواد آلی بر پایداری علف کش متري بيوzin در خاک در شرایط کنترل شده آزمایشگاهی

- محمد مهدیزاده، دانشگاه فردوسی مشهد
- ایراهیم ایزدی دربندی، دانشگاه فردوسی مشهد (نویسنده مسئول)
- محمد تقی ناصری، دانشگاه فردوسی مشهد
- مهدی راستگو، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: اسفند ماه ۹۲ تاریخ پذیرش: دی ماه ۱۳۹۳
پست الکترونیک نویسنده مسئول: e-izadi@um.ac.ir

چکیده

در بین انواع آلاینده‌ها، آفتکش‌ها و بهویژه علفکش‌ها، به واسطه استفاده گسترده در سراسر دنیا از پتانسیل بالایی در آلومن منابع آب و خاک برخوردارند. به منظور بررسی تاثیر کودهای آلی مختلف بر پایداری و تجزیه علفکش متري بيوzin، آزمایشی به قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار در دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد اجرا شد. تیمارهای مورد بررسی در این آزمایش شامل کاربرد چهار نوع کود آلی (کودهای گاوی، گوسفنندی، مرغی و کمپوست زباله شهری، به میزان ۲/۵ درصد وزنی) به همراه شاهد (بدون کاربرد کودهای آلی) و با هفت دوره زمان نگهداری نمونه‌ها در داخل انکوباتور (صفر، ۵، ۱۵، ۳۰، ۵۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز) بودند. برای آلومن سازی نمونه‌های خاک به متري بيوzin از انحلال متري بيوzin تجاري در آب استفاده شد و نمونه‌ها به نسبت ۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک آلومن شدند. در طول آزمایش، نمونه‌ها در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتی‌گراد و در شرایط تاریکی و در ۷ بازه زمانی صفر، ۵، ۱۵، ۳۰، ۵۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز در انکوباتور نگهداری شدند و باقیمانده متري بيوzin در پایان هر دوره خواباندن نمونه‌ها توسط دستگاه HPLC تعیین شد. تحلیل نتایج با استفاده از آنالیز رگرسیون و برازش داده‌ها روی معادله کیتیک مرتبه اول انجام شد. نتایج حاکی از تاثیر معنی دار کاربرد کودهای آلی بر سرعت تجزیه و نیمه عمر متري بيوzin در خاک بود، به نحوی که ضریب تجزیه متري بيوzin در تیمارهای کاربرد کمپوست زباله شهری، کود گاوی، کود مرغی، کود گاوی و کود گوسفنندی به ترتیب ۱/۳۶، ۱/۲۹، ۱/۲۲ و ۱/۱۷ برابر تیمار فاقد ماده آلی بود. همچنین مشاهده شد که نیمه عمر متري بيوzin در تیمارهای مذکور به ترتیب ۸۷، ۹۲، ۹۷ و ۱۰۳ روز بود که در مقایسه با تیمار شاهد (۱۱۹ روز) کاهش معنی داری داشت. بطور کلی نتایج حاصل از این آزمایش نشان دادند که مواد آلی نقش مهمی در افزایش سرعت تجزیه و کاهش نیمه عمر متري بيوzin در خاک داشته و از پتانسیل بالایی در پالایش این علف کش از خاک برخوردارند.

کلمات کلیدی: متري بيوzin، کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا، نیمه عمر، تجزیه، تریاژین، کود دامی

Agronomy Journal (Pajouhesh & Sazandegi) No:108 pp: 132-139

Influence of Different Organic Fertilizers on Metribuzin Persistence in Soil under Controlled Conditions

By:

- M. Mehdizadeh, Ferdowsi University of Mashhad
- E. Ezadi, (Corresponding Author), Ferdowsi University of Mashhad
- M.T. Naseri, Ferdowsi University of Mashhad
- M. Rasgo, Ferdowsi University of Mashhad

Received: February 2014

Accepted: December 2014

Herbicides due to their expanded usage around the world have a high potential for contaminating of soil and water sources. The objective of this investigation was to study the influence of different organic fertilizers on metribuzin herbicide degradation in soil. Experiment was conducted in completely randomized design with 3 replications in Ferdowsi University of Mashhad-Iran. Experimental factors included 4 organic fertilizers (municipal waste compost (MC), poultry manure (PM), cow manure (CM) and sheep manure (SM)), in 2.5 percent rate (w/w) with control treatment (non organic fertilizer application (NF)) and incubation periods (0, 5, 15, 30, 50, 90 and 120 days). Soil samples were mixed with metribuzin at a rate of 5 mg.kg⁻¹ soil. Metribuzin residue was measured with HPLC. Data were fitted to the first order kinetic equation for analysis. Results showed that all organic fertilizers had a significant effect on metribuzin degradation and half life in soil. Metribuzin degradation coefficients (K) in MC, PM, CM and SM treatments were 1.36, 1.29, 1.22 and 1.17 times NF treatment respectively. Metribuzin half life in mentioned treatments was 87, 92, 97 and 109 days respectively, that were significant lower than NF treatment (119 days). It seems that application of organic fertilizers have an important role on metribuzin bioremediation.

Key Words: Metribuzin, HPLC, Half life, Degradation, Triazine, Manure

مقدمه

نکرده بود تا پیش از ۵۰۰ روز نیز گزارش شده است (Henriksen et al, 2004). مطالعات انجام شده، تجزیه زیستی را عامل اصلی سرنوشت متربوزین در خاک معرفی کرده‌اند (Ashton and Mo-(naco, 1991) و از این رو سرعت تجزیه آن ارتباط تنگاتنگی با مقدار مواد آلی موجود در خاک دارد. امروزه اکثر محققین بر این باورند که بدلیل کمبود یک یا تعداد بیشتری از عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان در شرایط طبیعی محیط، سرعت تجزیه آفت‌کش‌ها کاهش می‌یابد (Briceno and Palma, 2007). از این رو افزودن کودهای آلی و دامی به خاک‌های کشاورزی با تحریک رشد میکروگانیسم‌های خاک مصرف در زمین‌های کشاورزی مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است. افزودن مواد آلی به عنوان روشی کارآمد و کم هزینه برای مقابله با خطرات زیست محیطی حضور بقایای علف‌کش‌های خاک مصرف در زمین‌های کشاورزی مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است. افزودن مواد آلی به خاک، به طور معمول باعث تقویت جمعیت میکروبی خاک و افزایش فعالیت‌های میکروبیولوژیکی در خاک می‌شود (Ros et al, 2003) که متعاقب آن، می‌تواند موجبات افزایش تجزیه بیولوژیکی علف‌کش‌ها در خاک را فراهم آورد. Fus- caldo و همکاران (1999) در بررسی تجزیه علف‌کش‌های آثارین، متربوزین و سیمازین، به نقش مؤثر مواد آلی و رس در سرعت تجزیه‌ی علف‌کش‌های مذکور اشاره کردند. بر اساس گزارش نامبردگان، در همه‌ی علف‌کش‌های مورد مطالعه، رابطه‌ی مستقیمی بین محتوای مواد آلی و سرعت تجزیه‌ی علف‌کش‌ها وجود داشت. Henriksen و همکاران (2004) در پژوهشی با عنوان تجزیه و جذب

متربوزین از علف‌کش‌های مهم گروه تریازین‌ها و از بازدارندگان فتوسنتز در فتوسیستم II می‌باشد که هم در مقایس جهانی و هم در ایران به عنوان یک علف‌کش انتخابی پیش‌کاشت و پیش‌رویشی، به طور گستردگای برای کنترل علف‌های هرز باریک‌برگ و پهن‌برگ بسیاری از محصولات زراعی از جمله گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی بکار می‌رود (زند و همکاران، ۱۳۸۷). افزایش بی‌رویه کاربرد این علف‌کش در بسیاری از نقاط دنیا، آلودگی‌های زیستمحیطی ناشی از آن را به یک مشکل جهانی تبدیل کرده است. در این ارتباط می‌توان به آلودگی منابع آبهای زیرزمینی (Briceno and Palma, 2007 and Khoury et al, 2003) از طریق تأثیر بر بهداشت آب آشامیدنی، در خاک (Strek, 2005) از طریق تأثیر بر کاهش خطر آلودگی‌های ناشی از این علف‌کش لازم است که عوامل مؤثر بر سرنوشت آن در محیط شناخته شود (Briceno and Palma, 2007). منابع مختلف، متربوزین را علف‌کشی با ماندگاری متوسط با نیمه‌عمر ۶۰ تا ۵۰ روز در خاک معرفی کرده‌اند (Fan, 2009) اما بسته به شرایط اقلیمی و خصوصیات خاک نیمه‌عمر های متفاوتی برای آن گزارش شده است. بر اساس مطالعات انجام شده، نیمه‌عمر متربوزین در لایه‌های سطحی خاک‌هایی که در معرض تابش شدید نور خورشید و دمای بالا قرار داشته‌اند در حدود یک هفته بوده است (Savage, 1977). در حالی که نیمه‌عمر آن در لایه‌های زیرین خاک که تابشی دریافت

تا مرحله‌ی استخراج متري بيوزين از خاک در فريزري با دماي ۲۰ درجه سانتي گراد قرار داده شدند. استاندارد شيميايی متري بيوزين با خلوص ۹۹/۵ درصد از شركت باير و متري بيوزين تجاري نيز با خلوص ۷۵ درصد به صورت پودر و تابل با همكاری بخش تحقیقات علف‌هاي هرز موسسه تحقيقات گياه‌پژوهشکي کشور تهييه شد.

بهمنظور استخراج باقیمانده متري بيوزين از خاک، ۱۰ گرم از خاک مربوط به هر تيمار را توزين کرده درون ظرف‌هاي پلاستيكي درب دار ۵۰ سی‌سی منتقل و ۲۰ سی‌سی مтанول با درجه خلوص ۹۹/۹ درصد به آن‌ها اضافه شد و با استفاده از دستگاه شيكر افقی با سرعت ۳۰۰ دور در دقيقه به مدت ۹۰ دقيقه تکان داده شدند (Fountoulakis et al, 2010) و سپس با استفاده از دستگاه سانتريفيوز انجام ۳۰۰۰ دور در دقيقه و به مدت ۶ دقيقه عمليات سانتريفيوز انجام تا فاز مایع (م atanول) از فاز جامد(خاک) جدا شود، سپس فاز مایع توسط کاغذ صافی و اتمن شماره‌ی ۴۲ درون ارلن شيشه‌اي صاف شد (Mueller et al, 2003) و مراحل مذکور برای خاک باقی‌مانده داخل ظرف، مجدداً تکرار شد و محلول صاف شده از دو مرحله را درون ارلن هايي به حجم ۱۰۰ سی‌سی ريخته و برای مانعنت از تبخير حلال درب آنها توسط پارافيلم بسته و در يخچال با دماي ۵ درجه سانتي گراد نگهداري شدند. برای تغليظ باقیمانده متري بيوزين در محلول صاف شده با استفاده از دستگاه تبخير کننده چرخان^۱ و با تنظيم دماي ۳۹ درجه سانتي گراد حمام آب، به طور كامل تبخير و پس از آن، با استفاده از پيپت سرنگي، پنج ميلي لiter مтанول به باقیمانده متري بيوزين موجود اضافه و سپس محلول حاصل پس از انتقال در ظروف شيشه‌اي به حجم ۱۰ سی‌سی، تا زمان تزريق به دستگاه HPLC در يخچال و در دماي ۵ درجه سانتي گراد نگهداري شد.

دستگاه HPLC مدل Shimadzu با يك ستون فاز معکوس C18 (به طول ۲۵ و قطر ۴/۵ سانتي متر) بود. فاز متحرک محلول مтанول (با خلوص ۹۹/۹ درصد): آب دو بار مقطر شده، با نسبت حجمی ۲۰:۸۰ بود که با سرعت جريان ۵/۵ ميليلiter در دقيقه مورد استفاده قرار گرفت. حجم عصاره تزريق شده به دستگاه HPLC برابر ۲۵ ميكروليتر و دستگاه آشكارساز HPLC از نوع Spectrophotometer UV-Vis بود که طول موج موردن استفاده برای اين منظور ۲۹۰ نانومتر انتخاب شد (فخر راد و همكاران، Johnson and Pepperman, 1995). دماي تزريق ستون همان دماي اتاق بود. قبل از تزريق نمونه‌هاي مجھول به دستگاه، محلول هاي استاندارد با غلظت هاي مشخص تهييه و پس از تزريق به دستگاه، منحنى استاندارد و معادله خط مربوط به آن به دست آمد. معادله و منحنى استاندارد متري بيوزين در شكل ۱ آمده است. مبناي تعين غلظت نمونه‌هاي مجھول، معادله به دست آمده از منحنى محلول هاي استاندارد بود که با استفاده از سطح زير منحنى حاصل از تزريق نمونه‌هاي مجھول، غلظت آنها با استفاده از غلظت هاي استاندارد تزريق شده به دستگاه به دست آمد. پس از حصول داده‌هاي آزمایش، تحليل نتائج با استفاده از آناليز رگرسیون توسيع نرم‌افزار Sigma plot ver,11 برای اين منظور معادله کینتیک مرتبه اول (معادله ۱) به داده‌هاي حاصل برآرash داده شد.

معادله ۱

$$C_t = C_0 e^{-kt}$$

متري بيوزين و متابوليتهای اصلی آن در خاک‌های شنی به اين نتیجه دست یافتند که فرآيند تجزیه‌ی متري بيوزين، و به ویژه مرحله حذف آمين (آميناسیون) ارتباط مستقيمي با وجود مواد آلی در خاک دارد و اين مسئله به طور معني‌داری پايداري آن را تحت تأثير قرار می‌دهد. از سوي ديگر مواد آلی موجود در خاک می‌تواند در كنترل آشوبی علف‌ها موثر واقع شود. در آزمایشي Singh (2008) بهمنظور بررسی اثر بيوكمپوست حاصل از کارخانه نيشکر بر روی تجزیه و تحرك متري بيوزين در خاک شنیلومي انجام شد، مشاهده شد که استفاده از بيوكمپوست به طور مؤثری در کاهش آشوبی متري بيوزين و کاهش آلدگی آب‌هاي زيرزمیني مؤثر است، هر چند افزایيش مواد آلی باعث كنترل آشوبی آفت‌کش‌ها می‌شود ولی از طرفی با افزایيش فعالیتهای ميكروبی خاک ممکن است در تسريع فرآيند تجزیه‌ی آفت‌کش‌ها نيز موثر واقع شود. در اين ارتباط Getenga و همكاران (2004) در بررسی اثر كمپوست در تجزیه‌ی زیستي علف‌کش‌هاي متري بيوزين و توفوردي به اين نتیجه دست یافتند که با افزودن كمپوست به خاک، سرعت تجزیه‌ی متري بيوزين در مقایسه با تفویردي کمتر بود. نامبردگان علت اين مسئله را جذب بيشتر متري بيوزين به ذرات كمپوست و کاهش زیستفرآهمي آن دانستند. Mahmoudi و همكاران (2013) نيممه عمر علف‌کش تبيونتکارب را در حدود ۵۰ روز گزارش نمودند و علت آن را به حفاظت ذرات خاک از مولکول‌هاي علف‌کش در مقابل واکنش‌هاي تجزیه‌اي مرتبط دانستند. اين بررسی با هدف ارزیابی اثرات مواد آلی مختلف بر پايداري علف‌کش متري بيوزين در خاک در شرایط كنترل شده آزمایشگاهی انجام شد.

مواد و روش‌ها

بهمنظور مطالعه‌ی تجزیه متري بيوزين در شرایط كنترل شده آزمایشي در دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۰ اجرا شد. آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفي و در سه تكرار انجام شد که تيمارهای آن شامل کاربرد چهار نوع کود آلی مختلف (کودهای گاوی، گوسفندی، مرغی و کمپوست زباله شهری) هر کدام به ميزان ۲/۵ درصد وزنی خاک، به همراه شاهد بدون کاربرد کودهای آلي و هفت دوره نگهداري نمونه‌هاي خاک در داخل انکوباتور (صفر، ۵، ۱۵، ۳۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز) بودند. برای اين منظور نمونه خاکی (از عمق صفر تا ۱۵ سانتي متر) مزروعاتی که حداقل تا پنج سال سابقه کاربرد هیچ آفت‌کش و کودی را نداشت انتخاب و پس از هوا خشک‌کردن آن برای جداسازی اجزای خاک و شن از يك الک دو ميلی‌متري عبور داده شد و سپس توده‌ی خاک آماده شده به قسمت های مساوی تقسيم شده و به نسبت وزنی ۲/۵ درصد با تيمارهای کودهای آلي مخلوط شد. برای اختلاط متري بيوزين با خاک از محلول تجاري متري بيوزين در آب به ميزان ثابت ۵ ميلی‌گرم در كيلوگرم خاک و با استفاده از يك پيپت سرنگي استفاده شد و خاک‌هاي مخلوط شده با متري بيوزين در ظروف پلاستيكي در باز کوچکی قرار گرفت و سپس به انکوباتوري با دماي ثابت ۲۵ درجه سانتي گراد و در شرایط تاریکی انتقال یافتند. ويژگیهای فيزيکي و شيميايی خاک و کودهای آلي بترتیب در جدول های ۱ و ۲ آمده است. ميزان رطوبت نمونه‌ها در طول آزمایش به صورت روزانه توزين شده و در حد ۷۰ درصد ظرفیت زراعي نگهداري شد. پس از يك ساعت از ابتدای قرارگيري نمونه‌ها در انکوباتور، نمونه‌هاي مربوط به هر تيمار، پس از طی بازه زمانی مربوط به آن تيمار، از انکوباتور خارج شده و

از انواع عناصر مثل کربن آلی، نیتروژن و غیره به محیط خاک می‌شود. ورود میکروگانیسم‌ها به محیط خاک می‌تواند تجزیه آفت‌کشن را امکان پذیر نموده و همچنین موقع تجزیه زیستی کومتابولیسم بین میکروگانیسم‌های وارد شده به خاک و میکروگانیسم‌های موجود در خاک را محتمل می‌سازد. از طرفی عناصر غذایی می‌تواند موجب تحریک افزایش میکروب‌های موجود در خاک شود (Briceno and Palma, 2007). از طرف دیگر، خاک‌هایی که به آنها مواد آلی افزوده شده است می‌توانند مقادیر نسبتاً زیادی از آفت‌کشن‌های به کار رفته در خاک را توسط سطوح کلئیدی خود جذب نمایند که این امر در کنترل آبشویی و رواناب آفت‌کشن‌ها بسیار حائز اهمیت است. از آنجا که متری بیوزین به علت حلالیت نسبتاً بالایی که در خاک دارد (۱۰۵۰ میلی گرم در لیتر) به میزان ناچیزی توسط کلئیدهای خاک جذب می‌شود، از پتانسیل بالایی برای قرارگیری در معرض تجزیه زیستی توسط میکروگانیسم‌های موجود در خاک برخوردار است. لذا پیش‌بینی می‌شود که کاربرد این علف کشن در خاک‌های آمیخته شده با کودهای آلی، به میزان بیشتری مورد تجزیه قرار گیرد. سایر محققان نیز ضمن اشاره به تجزیه زیستی آفت‌کشن‌ها، استفاده از کودهای آلی در خاک را یکی از ساده‌ترین و اقتصادی‌ترین راه‌های حذف این آلاینده‌ها از خاک دانسته‌اند (Corria et al, 2007).

(۱۳۹۰) گزارش کردند که سرعت تجزیه متری بیوزین در خاک سترون نشده به مراتب بیشتر از خاک سترون شده بود که این مسئله اهمیت تجزیه زیستی در سرنوشت متری بیوزین در خاک را نشان می‌دهد. نسبت C/N را همانگونه که در دیگر متابولیزی ذکر شده است می‌توان به عنوان معیاری از ترکیب ماده آلی مورد استفاده در نظر گرفت (Perruci et al, 2000; Alvey, S. and Crowley, 1995).

بنابراین با توجه به نسبت C/N ترکیبات آلی، شاید بتوان میزان تأثیر آنها را روی تجزیه مولکول‌های علف‌کشن‌های نیتروژن‌دار به عنوان منبع کربن و نیتروژن پیش‌بینی نمود. علت افزایش تجزیه متری بیوزین در تیمارهای کمپوست زباله شهری و کود مرغی نیز می‌تواند به سبب کمتر بودن نسبت C/N این ترکیبات در مقایسه با سایر تیمارها بوده باشد. Guerrero و همکاران (2000) گزارش کردند که پس از کاربرد کمپوست زباله شهری به خاک، جمعیت قارچ‌های درون خاک پس از طی ۹۰ روز به میزان ۱/۹۵ برابر و نیز جمعیت باکتری‌های خاک به میزان ۱/۷ برابر افزایش یافت. بر اساس نتایج این آزمایش تیمارهای کمپوست زباله شهری و کود مرغی نسبت به سایر تیمارها تأثیر بیشتری در افزایش تجزیه متری بیوزین در خاک داشته‌اند که علت این امر را می‌توان به ویژگی‌های تیمارهای مذکور و بویژه کمتر بودن نسبت C/N آنها نسبت داد. همچنین بین تیمارهای کاربرد کود گاوی و گوسفندی تفاوت محسوسی در سرعت تجزیه و نیمه عمر متری بیوزین مشاهده نشد. که این مسئله احتمالاً می‌تواند به دلیل تشابه و عدم اختلاف چشمگیر در نسبت C/N این ترکیبات باشد (جدول ۲). در همین رابطه Alvey و Crowley (1995) تأثیر چند نوع ماده آلی با نسبت‌های متفاوت C/N را بر تجزیه زیستی آترازین به عنوان منبع نیتروژن مشاهده نشد. که این مسئله احتمالاً شدت تجزیه علف کشن اثرگذار خواهد بود روند مشخصی را بین نسبت C/N این مواد و سرعت تجزیه مشاهده کردند. Moorman و همکاران (2001) معتقدند که ترکیبات آلی با نسبت C/N زیاد، مانند

که در آن C_50 غلظت متری بیوزین در زمان t_0 غلظت اولیه متری بیوزین (میلی گرم در کیلوگرم خاک) و k سرعت تجزیه می‌باشد. نیمه عمر و زمان لازم برای تجزیه 90 درصد متری بیوزین نیز با توجه به سرعت تجزیه آن از معادله‌های ۲ و ۳ محاسبه شدند.

معادله ۲

$$DT_{50} = \frac{\ln(2)}{K}$$

معادله ۳

$$DT_{90} = \frac{\ln(10)}{K}$$

که در این معادله‌ها، DT_{50} و DT_{90} به ترتیب عبارت‌اند از نیمه عمر متری بیوزین و زمان مورد نیاز برای تجزیه 90 درصد از باقیمانده متری بیوزین و K نیز ضریب تجزیه متری بیوزین در معادله ۱ می‌باشد.

از معادله ۴ نیز به منظور بررسی اختلاف معنی‌داری منحنی‌های برازش شده استفاده شد.

معادله ۴

$$t = \frac{b_2 - b_1}{\sqrt{S^2 b_1 + S^2 b_2}}$$

که در آن b_1 و b_2 شیب خطوط برازش داده شده و $S^2 b_1$ و $S^2 b_2$ انحراف معیار ضرایب می‌باشد.

نتایج و بحث

تأثیر کودهای آلی مختلف بر روند تجزیه و پایداری متری بیوزین در شرایط کنترل شده

بر اساس داده‌های حاصل از آزمایش کاربرد کودهای آلی به خاک تأثیر معنی‌داری در افزایش سرعت تجزیه متری بیوزین در خاک داشت. به طوری که ضریب تجزیه متری بیوزین (K) به طور معنی‌داری در همه تیمارهای دارای کود آلی بیشتر از تیمار فاقد کود آلی بود (جدول ۵) و در بین تیمارهای کود آلی، تیمار کمپوست زباله شهری و کود مرغی تأثیر بیشتری بر تجزیه متری بیوزین داشتند. بر اساس نتایج حاصل، باقیمانده متری بیوزین در خاک‌های حاوی کودهای آلی کمتر از تیمار شاهد بدون کاربرد کود آلی بود. به طوری که ۱۲۰ روز پس از نگهداری نمونه‌ها در انکوباتور، باقیمانده آن در خاک دارای کمپوست زباله شهری، کودهای گاوی، گوسفندی و مرغی به ترتیب به میزان ۱/۳۶، ۳/۶۸/۶۹، ۴۲/۳۳ و ۳۸/۳۹ درصد بود که در مقایسه با تیمار فاقد کود آلی (۴۷/۴۵ درصد) کاهش معنی‌داری داشت. بنا بر نتایج آزمایش کاربرد کود آلی به خاک منجر به افزایش ۱/۲۲، ۱/۱۵ و ۱/۲۹ برابر در ضریب تجزیه متری بیوزین به ترتیب در تیمارهای کاربرد کمپوست زباله شهری، کودهای گاوی، گوسفندی و مرغی نسبت به تیمار شاهد شد و نیمه عمر متری بیوزین از ۱۱۹/۴۸ روز در تیمار شاهد به ۱۰۳/۴۳، ۹۷/۸۰، ۸۷/۷۲ و ۹۲/۴ روز به ترتیب در تیمارهای کمپوست زباله شهری، کودهای گاوی، گوسفندی و مرغی کاهش یافت. از سوی دیگر مدت زمان لازم برای تجزیه ۹۰ درصد از باقیمانده متری بیوزین در خاک نیز روند مشابهی را نشان داد (جدول ۴). مکانیسم تأثیر افزودن مواد آلی خاک بر روند افزایش تجزیه آفت‌کشن‌ها بسیار پیچیده است. افزودن مواد آلی موجب ورود انواعی از ارگانیسم‌های جدید و مقادیر زیادی

نامبردگان، در همه‌ی علکش‌های مورد مطالعه، رابطه‌ی مستقیمی بین محتوی مواد آلی و سرعت تجزیه‌ی علکش کش‌ها وجود داشت. Pothuluri و همکاران (1990) در مطالعه تجزیه‌ی آلاکلر نشان دادند که افزایش مواد غذایی آلی به خاک زیرسطحی سبب افزایش تجزیه‌ی آلاکلر می‌شود. در بررسی مذکور ارتباطی میان سرعت تجزیه و جمعیت‌های میکروبی خاک دیده نشد. عبارتی همگام با افزایش جمعیت میکروبی خاک، شدت تجزیه زیادتر نشد. در تفسیر این مشاهدات، ایشان اظهار کردند که محدودیت‌های متابولیکی و محیطی مانع تجزیه زیستی‌آلاینده‌های آلی از جمله آفت‌کش‌ها می‌شود. تحریک تجزیه از طریق افزایش مواد غذایی به خاک در ادامه این مطالعه ثائیدی بر این واقعیت بود. Henriksen و همکاران (2004) در بررسی تجزیه متري بیوزین در لایه سطحی خاک با مشاهده کردند که تجزیه متري بیوزین در لایه سطحی خاک با سرعت بیشتری نسبت به لایه‌های عمیق تر خاک صورت گرفت به نحوی که در لایه سطحی خاک در مدت‌زمان ۳۰ تا ۴۰ روز، ۵۰ درصد از متري بیوزین اولیه تجزیه شده، که احتمالاً قسمتی از این تجزیه به علت اختلاط علک کش با مواد آلی موجود در لایه سطحی خاک و افزایش فعالیت ریز جانداران خاک به علت افزایش مواد آلی خاک بوده است. نامبردگان سرعت بالای تجزیه متري بیوزین در خاک‌های سطحی را نشانگر این موضوع دانسته‌اند که مواد آلی خاک ارتباط تنگاتنگی با فرآیند تجزیه متري بیوزین داشته‌اند. نتایج این آزمایش نشان داد که فرآیند تجزیه متري بیوزین در روزهای آغازین پس از خواباندن نمونه‌ها در انکوباتور با سرعت پایینی صورت گرفته است ولی پس از طی ۱۵ روز بر سرعت تجزیه افزوده شد (جدول ۳). با توجه به این که خاک مورد استفاده در این آزمایش در طی پنج سال قبل از اجرای آزمایش سابقه دریافت هیچ علک کشی را نداشت لذا به نظر می‌رسد سرعت پایین تجزیه در روزهای اول به دلیل عدم سازگاری ابتدایی جمعیت میکروبی خاک به این علک کش باشد. در این ارتباط، رابرتسون و الکساندر (1994) در تحقیقات خود به اهمیت سابقه کاربرد آفت‌کش‌ها در سازگاری ریز جانداران خاک به آنها اشاره کرده‌اند. Kadian و همکاران (2007) با افروزن کودهای آلی، کمپوست فارج و پسپا به خاک آلوده به علک کش آترازین دریافتند که این مواد تجزیه آترازین را از طریق تحریک ریز جانداران تجزیه کننده افزایش داده‌اند. بطوریکه تجزیه آن در تیمارهای مذکور به ترتیب ۳۴/۱۷، ۲۹/۷، ۲۲/۰۷ و ۳/۴ درصد نسبت به تیمار فاقد ماده آلی بیشتر بوده است. با توجه به نتایج این آزمایش نیز به نظر می‌رسد که مواد آلی با تأثیر بر فعالیت میکروبی خاک، باعث تسريع روند تجزیه متري بیوزین شده و نیمه عمر آن را نسبت به تیمار شاهد کاهش دادند. از آنجایی که در شرایط آزمایشگاهی نقش فرآیندهای رواناب، آبشویی، تجزیه نوری و تبخیر در سرنوشت آفت‌کش‌ها عمل‌حدف می‌شود (Buelk et al, 2005) لذا در این شرایط فرآیند های اصلی تعیین‌کننده سرنوشت آفت‌کش‌ها تنها شامل تجزیه زیستی و شیمیایی (هیدرولیز) می‌باشد که در هر دو این فرآیندها نقش مواد آلی با افزایش فعالیت ریز جانداران خاک باز می‌باشد. به طور کلی نتایج به دست آمده ضمن اشاره به اهمیت نقش مواد آلی بر افزایش روند تجزیه متري بیوزین نشان می‌دهند که توجه به ویژگی‌های خاک بهویژه افروزن کودهای آلی در مدیریت و کاربرد این علک‌کش نقش بسزایی دارند و استفاده از مواد آلی در جهت پاکسازی خاک و کاهش خسارت به محصولات حساس در تناوب موثر است.

خاک اره وقتی به مقدار زیاد به خاک افزوده شوند تاثیر اندکی در سرعت تجزیه زیستی خواهند داشت. بررسی‌های متعدد نشان می‌دهند که افزایش مواد آلی در خاک سبب تقویت جمعیت و فعالیت‌های میکروبی خاک بویژه برای گونه‌های تجزیه کننده آلاینده‌های آلی در خاک می‌شود که نتیجه آن تجزیه بیشتر آلاینده‌ها در خاک می‌باشد (Theng et al, 2000; Semple et al, 2001). در بیشتر مطالعاتی که روی آلاینده‌های آلی صورت گرفته، از آنها به عنوان منع کربن و انرژی برای فعالیت ریز جانداران استفاده شده است. حال آنکه در ترکیباتی همچون دینوبزب، آترازین، متامیترون و متري بیوزین که در ساختمانشان اتم نیتروژن وجود دارد به عنوان منبع نیتروژن (Kaake et al, 1992). برای جمعیت میکروبی خاک مطرح می‌باشد (Sanchez et al, 2004) که این ریز جانداران از اصلی ترین عوامل زیستی در تجزیه اغلب آفت‌کش‌ها در خاک می‌باشند. مطالعات نشان داده که ترکیباتی که در ساختار مولکولی آن‌ها حاوی عناصر کربن و نیتروژن است، این مواد در متابولیسم زیستی آنها به عنوان منبع انرژی مورد استفاده قرار گرفته و این ریز جانداران نقش مهمی در تجزیه آنها بر عهده دارند (Briceno and Palma, 2007). غالباً اکثر آفت‌کش‌ها برای ریز جانداران موجود در خاک به عنوان مواد بیگانه و جدید تلقی شده که این مسئله در ابتدا منجر به عدم سازگاری ریز جانداران خاک در رویارویی با مولکول‌های آفت‌کش و در نتیجه عدم توانایی تجزیه زیستی آنها می‌شود. لذا سازگاری زیستی به کندی و با گذشت زمان و در نتیجه وجود غلط‌های اندک آفت‌کش‌ها در خاک ایجاد می‌شود. بنابراین می‌توان انتظار داشت که اگر سازگاری ریز جانداران به مولکول‌های آفت‌کش با سرعت بیشتری صورت گیرد، می‌تواند به عنوان راهی برای پالایش خاک‌های آلوده به آفت‌کش‌ها قلمداد شود (Robert et al, 2006). اعتقاد بر این است که با تقویت جمعیت میکروبی خاک از طریق فراهم کردن مواد غذایی و ایجاد بستر مناسب رشد و نمو آنها، به عنوان مثال با افروزن مواد آلی به خاک و تقویت زیست‌توده میکروبی خاک می‌توان سرعت تجزیه آفت‌کش‌ها را در خاک افزایش داد (Jettner et al, 1999). در این ارتباط Khoury و همکاران (2003) در ارزیابی تجزیه متري بیوزین در خاک‌های لبنان دریافتند که محتوای مواد آلی خاک نقش مهمی در تجزیه این علک‌کش بازی می‌کند. از دید تغوری افزایش ماده آلی با نسبت C/N زیاد می‌باشد سبب کمبود نیتروژن برای ریز جانداران خاک شود و درنتیجه استفاده از منابع غیر متدالوی مانند نیتروژن موجود در ساختمان آلاینده‌های آلی ضرورت پیدا خواهد کرد (Mandelbaum et al, 1993). بنابراین علک‌کش متري بیوزین که در ساختمان خود دارای حلقة نیتروژن دار می‌باشد احتمالاً توسط ریز جانداران خاک به عنوان منبع نیتروژن مورد استفاده قرار می‌گیرد. بنابر شواهد و فرضیه‌های مطرح شده، سرعت رها شدن نیتروژن از ماده آلی بهومی خاک، بقایای آلی و یا مواد آلی افزوده شده به خاک بر احتمال یا عدم احتمال استفاده از نیتروژن موجود در ترکیبات آلاینده تأثیر گذار خواهد بود (Mandelbaum et al, 1993). بویژه زمانی که منابع فراهم تر کربن و نیتروژن در خاک مصرف شود (Alvey and Crowley, 1995). Fuscaldo و همکاران (1999) نیز در بررسی علک‌کش‌های آترازین، متري بیوزین و سیمازین، به نقش مؤثر مواد آلی و رس در سرعت تجزیه‌ی علک‌کش‌های مذکور اشاره کردند. بر اساس گزارش

نظیر تغییر وضعیت مواد آلی خاک از طریق مدیریت کودهای آلی در جهت حذف یا کاهش آنها مفید می‌باشد و بررسی های Robert et al.;Corria et al, 2007 (2006) نیز ضمن حمایت از این مهم، به لزوم استفاده از این روش‌ها تأکید می‌کنند.

پاورقی ها

1. Rotary Evaporator

به نظر می‌رسد افزایش سرعت تجزیه متري بیوزین در خاک های دارای مواد آلی، این فرضیه را که فرآیند اصلی تجزیه متري بیوزین در خاک، تجزیه زیستی می‌باشد را تقویت و تأیید نموده و نظر به اینکه پایداری زیستی آلاینده‌های زیستمحیطی در خاک تهدید مهمی برای سلامت اکوسیستم خاک می‌باشند لذا استفاده از روش‌های عملی و مقرن به صرفه

جدول ۱. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک آزمایشی

pH	EC دسى زیمنس بر متر	پتانسیم میلی گرم بر کیلوگرم	فسفر میلی گرم بر کیلوگرم	نیتروژن قابل دسترس میلی گرم بر کیلوگرم	بافت خاک لوم سیلتی
۷/۵	۲/۲۳	۱۱۶	۱۴/۸	۱۶/۵	

جدول ۲. ویژگی های کودهای آلی مورد مطالعه

C/N نسبت	درصد نیتروژن کل (N)	درصد کربن آلی (C)	کود های آلی
۱۵/۴۲	۱/۶۳	۲۵/۱۴	کمپوست زباله شهری
۱۶/۸۴	۱/۵۹	۲۶/۷۸	کود مرغی
۱۸/۲۹	۱/۵۱	۲۷/۶۳	کود گاوی
۱۹	۱/۴۵	۲۷/۵۵	کود گوگوفندی

جدول ۳. مقادیر باقیمانده علف کش متري بیوزین (میلی گرم بر کیلوگرم خاک) در بازه های زمانی مختلف در خاک

تیمارها	شاهد	گاوی	گوگوفندی	مرغی	کمپوست	روز
	۴/۸۴	۴/۶۹	۴/۷۵	۴/۸۱	۴/۷۳	صفر (۲ ساعت)
	۴/۶۷	۴/۵۴	۴/۵۷	۴/۶۴	۴/۵۷	۵
	۴/۳۹	۴/۱۷	۴/۲۴	۴/۲۳	۴/۱۲	۱۵
	۴/۰۴	۳/۶۷	۳/۸۱	۳/۶۹	۳/۵۹	۳۰
	۳/۶۹	۳/۲۱	۳/۳۳	۳/۱۹	۳/۰۷	۵۰
	۲/۹۷	۲/۶۳	۲/۷۶	۲/۶۲	۲/۵۰	۹۰
	۲/۳۰	۱/۸۹	۲	۱/۸۴	۱/۷۳	۱۲۰

جدول ۴. پارامترهای برآورده شده توسط معادله کینتیک مرتبه اول و نیمه عمر و زمان لازم برای تجزیه ۹۰ درصد متري بیوزین در خاک در تیمارهای آزمایش

R ²	سطح احتمال	DT ₉₀ (روز)	DT ₅₀ (روز)	C ₀ (درصد)	K (میلی گرم در کیلوگرم در روز)	تیمارهای کود آلی
۰/۹۹	۰/۰۱۲	۲۹۱/۳۹	۸۷/۷۲	۹۹/۱۱(۰/۰۷۵۰)	۰/۰۰۷۹(۰/۰۰۰۴)*	MC
۰/۹۹	۰/۰۱۰۳	۳۲۴/۲۲	۹۷/۶۰	۹۹/۳۳(۰/۰۶۳۵)	۰/۰۰۷۱(۰/۰۰۰۳)	CM
۰/۹۹	۰/۰۹۸	۲۴۳/۵۸	۱۰۳/۴۳	۹۹/۲۸(۰/۰۶۲۵)	۰/۰۰۶۷(۰/۰۰۰۳)	SM
۰/۹۹	۰/۰۱۷	۳۰۶/۹۳	۹۲/۴	۹۹/۰۷(۰/۰۷۳۸)	۰/۰۰۷۵(۰/۰۰۰۴)	PM
۰/۹۹	۰/۰۸۱	۳۹۶/۸۹	۱۱۹/۴۸	۹۹/۷۳(۰/۰۴۸۷)	۰/۰۰۵۸(۰/۰۰۰۲)	NF

*خطای استاندارد

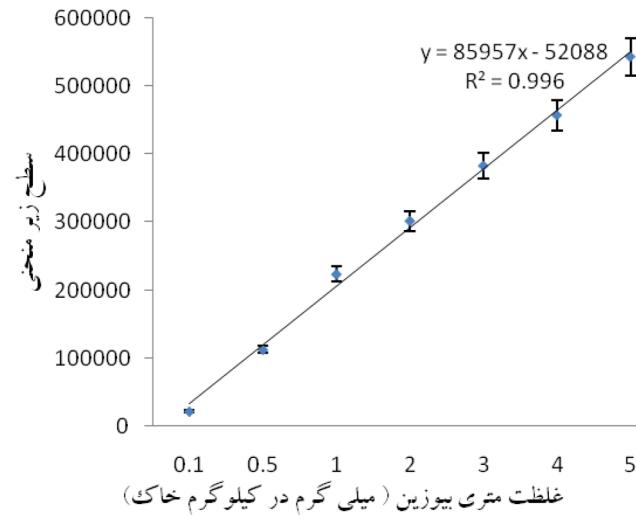
DT₉₀ و DT₅₀ به ترتیب نشانگر مدت زمانی است که ۵۰ و ۹۰ درصد علف کش تجزیه می‌شود.
K ضریب تجزیه (میلی گرم در کیلوگرم خاک در روز) و C₀ غلظت اولیه متري بیوزین (درصد نسبت به شاهد)
MC: کمپوست زباله شهری، CM: کود گاوی، SM: کود گوگوفندی، PM: کود مرغی، NF: تیمار شاهد

جدول ۵. مقادیر t و مقایسات خطوط برآش داده شده در تیمارهای مختلف کود آبی

NF	PM	SM	CM	MC	
۲/۹۸**	۱/۲۶ ns	۲/۱۵*	۱/۲۱ ns		MC
۲/۳۶*	۱/۰۵ ns	۱/۷۲ ns			CM
۲/۲۷*	۲/۰۶*				SM
۲/۸۷**					PM
					NF

** و * به ترتیب معنی‌داری در سطح ۱ درصد و ۵ درصد و ns عدم وجود تفاوت معنی‌دار را نشان می‌دهند.
NF: کمپوست زباله شهری، CM: کود گاوی، SM: کود گوسفندی، PM: کود مرغی، MC: تیمار شاهد

8. Corria, F. V., Macrae, A., Guilherme, L. R. and Langenbach, T. (2007). Atrazine sorption and fate in a ultisol from humid tropical Brazil. *Chemosphere*. 67: 847-854.
9. Fan M. (2009). Fate and transport of herbicides in a sandy soil in the presence of antibiotics in poultry manures. M.S. Thesis, McGill University, Montreal, Quebec.
10. Fountoulakis, M. S., Makridis, K., Chroni, C., Kyriacou, A., Lasaridi, K. and Manios, T. (2010). Fate and effect of linuron and metribuzin on the co-composting of green waste and sewage sludge. *Waste Management*. 30: 41–49.
11. Fuscaldos, F., Bedmar, F. and Monterubbiano, G. (1999). Persistence of atrazine, metribuzin and simazine herbicides in two soils. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 34: 2037-2044.
12. Getenga, Z., Madadi, V. and Wandiga, S. O. (2004). Studies on biodegradation of 2,4-D and metribuzin in soil under controlled condition. *Environmental Contaminant Toxicology*. 72: 504-513.
13. Guerrero, C., Gomez, I., Solera, J., Moral, R., Beneyto, J., and Hernandez, M. (2000). Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments, *Biologiy and Fertility Soils*. 32: 410–414.
14. Henriksen, T., Svensmark, B. and Juhler, R. K. (2004). Degradation and Sorption of Metribuzin and Primary Metabolites in a Sandy soil. *Environmental Quality*. 33: 619-627.
15. Jettner, R. J., Walker, S.R., Churchett, J. D., Blamey, F. P. C., Adkins, S.W., and Bell, K. (1999). Plant sensitivity to atrazine and chlorsulfuron residue in a soil free system. *Weed Research*. 39:287-295.
16. Johnson, M. R. and Pepperman, A. B. (1995). Analysis of Metribuzin and Associated metabolites in Soil and Water Samples by Solid Phase Extraction and Reversed Phase Thin Layer Chromatography. *Journal of Liquid Chromatography*. 18: 739-753.
17. Kaake, R. H., Roberts, D. J., Stevenson, T. O., Crawford, R. L. and Crawford, D. L. (1992). Bioremediation of soils contaminated with the herbicide 2-sec-butyl-4, 6-dinitrophenol (dinoseb). *Applied Environmental Microbiol*. 50: 1683-1689.
18. Kadian, N., Gupta, A., Satya, S., Kumari, R. and Malik, A. (2007). Biodegradation of herbicide atrazine in contaminated soil using various bioprocessed materials. *Bioresour Technology*. 99: 4642-4647.
19. Khouri, R., Geahchan, A., Coûte, C. M., Cooper, J. F. and Bobe, A. (2003). Retention and degradation of me-



منابع مورد استفاده

۱. زند، ا. س. ک. موسوی و حیدری. (۱۳۸۷). علوفه ها و روش های کاربرد آنها با رویکرد بهینه سازی و کاهش مصرف. انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد. صفحه ۵۶۷.
۲. فخر راد، ف. (۱۳۹۰). بررسی تجزیه و نیمه عمر متري بیوزین در شرایط آزمایشگاهی. پایان نامه دوره کارشناسی ارشد، دانشگاه فردوسی مشهد.
۳. فروزان گهر، م. غ. حق نیا و ع. کوچکی. (۲۰۰۵). تأثیر ماده آبی و بافت خاک بر تجزیه علوفه های آترازین و متامیترون. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. صفحه ۱۳۱.
4. Alvey, S. and Crowley, D. E. (1995). Influence of organic amendments on biodegradation of atrazine as a nitrogen source. *Environmental Quality*. 24: 1156-1162.
5. Ashton, F.M. and Monaco, T. J. (1991). Principles and practices, 3rd Edition. John Wiley and Sons, Inc. Toronto, Ontario, Canada. 272-290.
6. Briceno, G., and Palma, G. (2007). Influence of organic amendment of the biodegradation and movement of pesticides. Critic. Review. *Environmental Science and Technology*. 37: 233-271.
7. Buelk, S., Vendy, W., Colin, D., Matthew, M. and Allan, W. (2005). Evaluation of simplifying assumption on pesticide degradation in soil. *Environmental Quality*. 34: 1933-1943.

- tribuzin in sandy loam and clay soils of Lebanon. *Weed Research.* 43: 252-259.
20. Lin, C. H., Lerch, R. N., Garret, H. E., Johnson, W. G., Jordann, D., and Georg, M. F. (2003). the effect of five forage species on transport and transformation on atrazine and isoxaflutole (Balance) in lysimetre Leachate. *Jurnal of agricultural and food chemistry.*49:3859-3863.
21. Mahmoudi, M., Rahnemaie, R., Es-haghi, A. and Malakouti, M. J. (2013). Kinetics of degradation and adsorption-desorption isotherms of thiobencarb and oxadiargyl in calcareous paddy fields. *Chemosphere.* 91: 1009-1017.
22. Mandelbaum, R. T., Wackett, L. P. and Allan, D. L. (1993). Mineralisation of the s-triazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures. *Applied Environmental Microbiol.* 59: 1695-1701.
23. Maqueda, C., Villaverde, J., Sopena, F., Undabeytia, S. and Morillo, S. (2009). Effects of Soil Characteristics on Metribuzin Dissipation Using Clay-Gel-Based Formulations. *Agricultural Food Chemistry.* 2009. 57: 3273-3278.
24. Moorman, T. B., Cowan, J. K., Arthur, E. L. and Coats, J. R. (2001). Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. *Biology and Fertility Soils.* 33: 541-545.
25. Mueller, K., Smith, R. E., James, T. K., Holland, P. T., and Rahman, A. (2003). Spatial variability of atrazine dissipation in an allophonic soil. *Pest Management Science.* 59: 893-903.
26. Perruci, P., Dumontet, S., Bufo, S. A. and Mazatura, A. (2000). Effects of organic amendment and herbicide treatment on soil microbial biomass. *Biology and Fertility Soils.* 32: 17-23.
27. Pothuluri, J. V., Moorman, T. B., Obenhuber, D. C. and Wauchope, R. D. (1990). Aerobic and anaerobic degradation of alachlor in samples from surface to ground water profile. *Environmental Quality.* 19: 525-530.
28. Robert, M. Z., Weaver, M. A. and Martin, L. (2006). Microbial adaptation for accelerated atrazine mineralization-degradation in Mississippi Delta soils. *Weed Science.* 54: 538-547.
29. Robertson, B. K. and Alexander, M. (1994). Growth-linked and cometabolic biodegradation: Possible reason for occurrence or absence of accelerated pesticide biodegradation. *Pesticide Science.* 41: 311-318.
30. Ros, M., Hernandez, M. T., Garcia, C. (2003). Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol Biochem.*35: 463-9.
31. Sanchez, M. E., Estrada, L.B., Martinez, O., Villacorta, J., Aller, A. and Moran, A. (2004). Influence of the application of sewage sludge on the degradation of pesticides in soil. *Chemosphere.* 57: 673-679.
32. Savage, K. E. (1977). Metribuzin persistence in soil. *Weed Science.* 22: 55-59.
33. Semple, K. T., Reid, B. J. and Fermor, T. R. (2001). Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environment and Pollutants.* 112: 269-283.
34. Singh, N. (2008). Biocompost from sugar distillery effluent: effect on metribuzin degradation, sorption and mobility. *Pest Management Science.* 64: 1057-1062.
35. Strek, H. J. (2005). The Science of Dupont's soil re-sidual herbicides in Canada. Pages 31-44.
36. Theng, B. K. G., R. S. Kookana, and A. Rahman, (2000). Environmental concerns of pesticides in soil and groundwater and management strategies in Oceania In: Huang P. M., and I. K. Iskandar. *Soil and groundwater pollution and remediation.* CRC Press. Boca Raton. Florida.