مقاله پژوهشی

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و شش، شماره هشت، آبان ماه ۱۴۰۳ (۷۲-۵۹)

تحلیل زیستی و رگرسیونی آبشویی علف‌کش 2,4-D

محمد حسین جمشیدی[۱]

حمید صالحیان[*۲]

hamisalehian@gmail.com

اسماعیل بابانژاد[۳]

محمد رضوانی[۴]

تاریخ دریافت: ۹۹/۱۲/۱۸ **تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۴/۱۸**

چکیده

زمینه و هدف: آبشویی علف‌کش‌ها نه تنها کارآیی آنها را کاهش می‌دهد بلکه باعث افزایش آلودگی خاک و آب‌های زیر زمینی می‌شوند. 2,4-D علف‌کشی است که قابلیت آلایندگی خاک و آب‌های عمقی را دارد. این آزمایش با هدف بررسی تاثیر ماده آلی و بافت خاک بر نفوذپذیری علف‌کش 2, 4-D از طریق زیستی و تجزیه همبستگی کانونیک انجام شد.

روش بررسی: در این آزمایش در سال ۱۳۹۸ به منظور تحلیل و تکیه بر تاثیر ماده آلی و بافت خاک بر آبشویی علف‌کش 2,4-D از دو روش زیست‌سنجی و تجزیه همبستگی کانونیک (Canonical Correlation Analysis) استفاده شد. فاکتورهای آزمایشی عبارت بودند از میزان ماده آلی خاک (شاهد، ۲/۵ و ۵ درصد وزنی کود دامی)، بافت خاک (شاهد، متوسط و شنی) و دز علف‌کش (۱/۵ و ۳ لیتر در هکتار از علف‌کش). پس از تهیه تیمارها از لوله‌های تو خالی (PVC) برای نگهداری خاک استفاده و علف‌کش روی ستون خاک همراه با آب مقطر تزریق شد. پس از سه روز برش‌های دو سانتی‌متری از ستون خاک در معرض آزمون زیست‌سنجی قرار گرفتند.

یافته‌ها: با استناد به صفت وزن تر گیاهچه خیار (گیاه محک) در تیمار بیشترین مقدار کود دامی حد آبشویی تا عمق شش سانتی‌متری برآورد شد. در حالی که این افق برای خاک شاهد ۱۰ سانتی‌متر محاسبه گردید. در خاک شنی نیز کاهش وزن تر تا عمق ۱۲ سانتی‌متری اندازه‌گیری شد. به عبارت دیگر همراه با کاهش ماده آلی و افزایش تخلخل خاک نفوذ علف‌کش 2,4-D تا شش سانتی‌متر افزایش یافت.

نتیجه‌گیری: کود دامی و خاک سنگین سبب عدم تحرک 2,4-D شده و کاربرد آن در باغات جوان با ریشه سطحی، مناسب نیست.

واژه‌های کلیدی: آبشویی علف‌کش، تجزیه همبستگی کانونیک، زیست سنجی.

۱- دانشجوی دکتری علوم علف‌های هرز، گروه زراعت و اصلاح نباتات، واحد قائم‌شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم‌شهر، ایران

۲- دانشیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، واحد قائم‌شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم‌شهر، ایران * (مسوول مکاتبات)

۳- استادیار گروه بهداشت، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مازندران.

۴- دانشیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، واحد قائم‌شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم‌شهر، ایران

J. Env. Sci. Tech., Vol 26, No. 8, November, 2024

Biological and Regression Analyses of 2,4-D Leaching

Mohamad Hosein Jamshidi [1]
Hamid Salehian [2 *]
hamisalehian@gmail.com
Esmaeil Babanezhad [3]
Mohammad Rezvani [4]

Admission Date:July 9, 2021 Date Received: May 7, 2020

Abstract

Background & Objective: Leaching of herbicides not only reduces their efficiency, but also increases soil and groundwater pollution. 2,4-D is a herbicide that can pollute soil and deep water. This experiment was conducted with the aim of investigating the effect of organic matter and soil texture on the permeability of 2,4-D herbicide through biological and canonical correlation analysis.

Material and Methodology: In this experiment in 2018 in order to analyze and rely on organic matter and soil texture effects on the 2,4-D leaching, Bioassay and Canonical Correlation Analysis techniques were used. Experimental factors were soil organic matter (control, 2.5 and 5 weight percent of sheep short dung), soil texture (control, silty loam and loam soil) and herbicide dose (1.5 and 3 L ha^{-1}). After supplying treatments, polyvinyl chloride pipes benefited for soil retention then herbicide inoculated with distilled water on the soil column. After three days all each 2-cm rings of column soil were exposed to bioassay test.

Findings: According to seedling wet weight of cucumber (test plant) in the most amount of dung fertilizer treatment, herbicide leaching front estimated till six cm depth. Whereas this horizon measured 10 cm for the control soil. In sandy soil too, wet weight loss was measured until 12 cm soil depth. In other words, with decreasing organic matter and increasing soil porosity, 2,4-D penetration raised as 6 cm depth.

Discussion and conclusion: Dung fertilizer and heavy soil lead to herbicide immobility and 2,4-D application is not suitable in the young gardens with shallow roots.

Keywords: bioassay, canonical correlation analysis, herbicide leaching.

1- Department of Mechanical Engineering, Nour Branch, Islamic Azad University, Nour, Iran.
2- Department of Agronomy and Plant Breeding, Qaemshahr Branch, Islamic Azad University, Qaemshahr, Iran.
**(Corresponding Authors)*
3- Department of Environmental Health, Faculty of Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Mazandaran, Iran.
4- Department of Agronomy and Plant Breeding, Qaemshahr Branch, Islamic Azad University, Qaemshahr, Iran.

مقدمه

علف‌کش‌ها یکی از مهمترین و پر کاربردترین سموم کشاورزی هستند (۱)، که آلودگی‌های زیست محیطی ناشی از کاربرد آنها از مهمترین عوامل تهدید کننده سلامت زیست بوم‌ها و بشر می باشد (۲). از این رو شناخت رفتار علف‌کش‌ها در محیط در جهت کاهش اثرات سوء زیست محیطی و بهینه‌سازی فعالیت‌های کشاورزی ضروری است. صرف نظر از روش کاربرد و راه ورود علف‌کش‌ها به زیست بوم‌های گوناگون، خاک مخزن اصلی ذخیره و نگهداری آنها می‌باشد (۳). تجزیه شیمیایی، تجزیه زیستی، تبخیر و تصعید، رواناب سطحی، جذب توسط کلوئیدهای خاک و گیاه و آبشویی، فرآیندهای اصلی تعیین کننده سرنوشت علف-کش‌ها در خاک هستند (۴). هر چند ممکن است مجموعه این فرآیندها در شرایط معین در تلفات کلی علفکش‌ها سهم چشمگیری داشته باشند، اما در بیشتر موارد بخش عمده علف-کش‌های مصرف شده، توسط اجزای معدنی و آلی خاک جذب و از دسترس تجزیه شیمیایی و میکروبی خارج می‌شوند (۳). از این رو، ماندگاری آنها در خاک از اشکال معمول آلودگی و سرنوشت آنهاست (۵). بنابراین درک عوامل و مکانیزم‌های تعیین کننده پایداری و تجزیه علف‌کش‌ها ضمن ارائه راهکارهای مدیریتی، هم در جهت روش کاربرد و هم در جهت سلامت بوم نظام‌های زراعی مفید است.

جذب علف‌کش‌ها توسط اجزای خاک فرآیند اصلی تعیین کننده تعاملات بین خاک و علف‌کش‌ها است (۶). این فرآیند از این جهت که انتقال علف‌کش‌ها به منابع آب‌های زیرزمینی را به تاخیر می‌اندازد، مورد توجه می‌باشد (۷). از سوی دیگر، سایر فرآیندهای تعیین کننده سرنوشت علف‌کش‌ها نیز با آن رابطه مستقیم دارند (۶). جذب علف‌کش توسط ذرات خاک، زیست فراهمی آنها را برای تجزیه زیستی کاهش می‌دهد و از این طریق در ماندگاری آنها تاثیرگذار است (۸). از این رو، درک اصول و عوامل موثر بر جذب علف‌کش‌ها توسط خاک در پیش بینی مقدار بقایای آنها و نیز اتخاذ روش‌های موثر و کارآمد برای پالایش آنها مهم است. به دلیل پیچیدگی و ناهمگنی محیط خاک و فراوانی عوامل موثر بر جذب، پیش بینی فرآیند جذب در شرایط مزرعه کار دشواری است. توانایی خاک در جذب علف‌کش‌ها تحت تاثیر آن دسته از ترکیبات اجزای خاک قرار می‌گیرد که از سطح ویژه زیادی برخوردار هستند. در این ارتباط مواد آلی و رس، سطوح اصلی جاذب آنها می‌باشند (۹).

علف‌کش‌ها همراه جریان آب از لایه‌های سطحی خاک خارج و بسته به نوع علف‌کش، به آب‌های زیر زمینی نفوذ می‌کنند (۱۰). خروج علف‌کش‌ها همراه با جریان عمودی آب از یک سو کارایی آنها را در مبارزه با عوامل هدف (آفات و علف‌های‌هرز) می‌کاهد و از سوی دیگر با نفوذ به آب‌های زیرزمینی زمینه آلودگی آنها را فراهم می‌کند (۶). خصوصیات فیزیکی و شیمیایی علف‌کش مثل توان جذب و دفع و ویژگی‌های فیزیکی خاک و مقدار جریان آب عوامل تعیین کننده مقدار آبشویی علف‌کش‌ها هستند. علف‌کش-های کاتیونی نظیر پاراکوات تحرک اندکی دارند (۱۱). علف‌کش-های غیریونی مانند تری فلورالین به دلیل حلالیت‌پذیری اندک در آب در حالت مایع، بسیار نا متحرک‌اند (۱۲). علف‌کش‌هایی با ویژگی‌های قلیایی نظیر آترازین نیز از نظر تحرک‌پذیری، درحد متوسط تا پایینی قرار داشته و تحرک آنها به pH خاک وابسته است (۱۳). همچنین علف‌کش‌های اسیدی مانند 2, 4-D هم از تحرک بالایی در خاک برخوردارند (۱۴).

در بین مطالعات انجام شده، بیشترین فراوانی متعلق به علف-کش‌هایی است که کاربرد وسیعی دارند. برای مثال، خانواده تریازین‌ها (آترازین، سیمازین و سیانازین) و علف‌کش‌های خانواده استانیدیل (آلاکلر، متولاکلر و استولاکلر) و 2, 4-D از علف‌کش-هایی هستند که پتانسیل آلایندگی آب‌های زیرزمینی را دارند (۲).

در پژوهش‌های مربوط به آبشویی علف‌کش‌ها در خاک، به کرات از روش‌های زیست سنجی استفاده شده است. منظور از زیست سنجی، اندازه‌گیری پاسخ زیستی موجود زنده برای تعیین وجود یا غلظت یک ماده شیمیایی است. زیست سنجی برای تعیین وجود علف‌کش‌ها معمولا با استفاده از گونه‌های گیاهی حساس (محک) به علف‌کش انجام می‌شود. برای مثال وان ویک و

رینهاردت (۱۵) از زیست سنجی برای تعیین میزان آبشویی علف-کش ایمازتاپیر با استفاده از لوله‌های PVC در خاک استفاده کردند. صفت مورد تحقیق در آزمایش‌های زیست سنجی آنها اندازه سطح برگ گیاه محک کلزا بود. مکدونالد و همکاران (۱۶) ارزیابی توزیع علف‌کش پیکلورام در خاک را با استفاده از زیست-سنجی روی گیاه آفتابگردان (محک) گزارش دادند. گیاهان ۱۵ روز بعد از کاشت، برداشت و وزن آنها اندازه‌گیری شد. در آزمایش‌های زیست سنجی برای بررسی آبشویی علف‌کش‌ها ممکن است از لوله‌های تو خالی، که از جنس‌های مختلف ساخته شده‌اند، برای نگهداری خاک استفاده شود، سپس علف‌کش از سطح خاک به طرف پایین ریخته می‌شود. بعد از یک فاصله زمانی برای استقرار آن، از عمق‌های مختلف ستون خاک نمونه‌هایی گرفته و مورد آزمون زیست سنجی قرار می‌گیرند (۱۵).

در تجزیه رگرسیون چندگانه (Multiple Regression Analysis) یک متغیر Y با دو یا چند متغیر، X_1 ، X_2 ، ... و X_P در ارتباط است، زیرا هدف از این تجزیه، بررسی نحوه ارتباط Y با متغیرهای X می‌باشد. اما در تجزیه همبستگی کانونیک که زیر مجموعه‌ای از تجزیه رگرسیون چند گانه می‌باشد، بررسی ارتباط دو گروه (X_1 ، X_2 ، ... و X_P) و (Y_1 ، Y_2 ، ... و Y_q) ، از متغیرها مورد نظر است (۱۷). در این ارتباط چندین مطالعه صورت گرفته است. صالحیان و همکاران (۱۸) با استفاده از تجزیه همبستگی کانونیک به مطالعه رابطه خصوصیات خاک با توزیع گونه‌های مختلف هرز پرداخته و یا لشکری و همکاران (۱۹) رابطه چند عامل اقلیمی را با ویژگی‌های خاک توسط این تجزیه مورد تحقیق قرار دادند.

هدف این تحقیق بررسی تاثیر دو فاکتور ماده آلی و بافت خاک بر نفوذپذیری علف‌کش 2, 4-D از طریق زیستی و تجزیه همبستگی کانونیک می‌باشد.

روش بررسی

پژوهش حاضر در باغ مرکباتی به مساحت ۴۵۰۰ متر مربع در منطقه دولت آباد واقع در چهار کیلومتری ساری در سال ۱۳۹۸ انجام شد. ارتفاع این منطقه از سطح دریا ۲۳ متر و اقلیم آن جلگه‌ای خزری است. متوسط بارندگی سالیانه آن ۶۹۰ میلی‌متر و متوسط دمای سالیانه ۱۶/۷ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. در این قطعه باغ از چندین سال قبل از آغاز آزمایش علف‌کش 2, 4-D به کار نرفته بود. از فرم تجاری 2, 4-D به صورت محلول در آب (SL) با درجه خلوص ۶۷/۵ درصد استفاده گردید. پیش از آغاز آزمایش، نمونه‌هایی از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری خاک باغ برداشت و برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی آن شامل وزن مخصوص ظاهری خاک، بافت ، pH و درصد ماده آلی خاک اندازه‌گیری شد (جدول ۱).

در این مطالعه سه فاکتور کود آلی، بافت خاک و دز علف‌کش در نظر گرفته شدند. فاکتور اول (کود آلی) در سه سطح بدون کوددهی و کاربرد ۲/۵ و ۵ درصد وزنی کود دامی استفاده شد (۲۰). کود حیوانی مورد استفاده دو ساله و از منبع فضولات گوسفندی بود. جهت محاسبه مقدار کود دامی که به صورت نیمه پوسیده تهیه شد، ابتدا وزن مخصوص ظاهری خاک(BD) با استفاده از روش تولنار وهمکاران (۲۱) اندازه گرفته شد. با توجه به معلوم بودن چگالی خاک، جرم خاک در هر پلات محاسبه و با توجه به سطح (مساحت هر پلات چهار متر مربع بود) و عمق خاک (۱۵ سانتی‌متر) مقدار کود دامی مورد نیاز محاسبه گردید. برای سطوح ۲/۵ و ۵ درصد کود دامی به ترتیب ۱۷/۲ و ۳۴/۵ کیلوگرم کود دامی در چهار متر مربع با خاک در عمق ۱۵ سانتی متری بطور یکنواخت مخلوط شد.

نمونه خاک گرفته شده پس از خشک کردن در هوای باز به آزمایشگاه منتقل و بافت آن به روش هیدرومتری تعیین شد (۲۲). پس از تعیین بافت خاک با اضافه کردن ذرات شن که قبلا از الک ۲ میلی‌متری عبور و توسط آب مقطر شسته شده بودند، بافت خاک با استفاده از جدول مربوطه به روش وزنی به سطوح متوسط و شنی تغییر یافت (با شاهد در سه سطح) (جدول ۱).

۱۵ عدد حلقه دایره‌ای شکل PVC به ارتفاع ۲ سانتی‌متر و قطر داخلی ۱۰ سانتی‌متر انتخاب و با استفاده از نوار چسب به هم وصل شدند. به طوری که استوانه‌ای به ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر ایجاد

1- Bulk Density

شد. برای نگهداری خاک، کف استوانه با استفاده از پارچه کتانی پوشیده شد.

خاک عاری از علف‌کش از هر پلات را داخل استوانه ریخته و با ضربه زدن آرام به جداره لوله موجبات نشست خاک داخل لوله فراهم شد. فضایی به عمق ۲ سانتی‌متر در بخش بالایی استوانه خالی نگه داشته می‌شود. مقدار خاک مورد نیاز برای پر کردن هر استوانه بر اساس معادله زیر محاسبه شد (این کار برای یکنواخت کردن مقدار خاک درون ستون‌های آزمایش صورت گرفت) (۲۳):

مقدار خاک (گرم) = $\pi r^2 h BD$

که در آن r: شعاع داخلی استوانه بر حسب سانتی‌متر، h: ارتفاع ستون خاک درون استوانه بر حسب سانتی‌متر و BD: وزن مخصوص ظاهری خاک مورد نظر بر حسب گرم بر سانتی‌متر مکعب است. در هر ستون خاک که تلفیقی از سطوح مختلف فاکتورهاست یک تیمار اعمال گشته که سه بار تکرار شد.

جدول ۱- خصوصیات خاک در فاکتورهای آزمایش

Table 1. Soil properties in experimental factors.

صفت	سطح[1]	اسیدیته	ماده آلی(درصد)	ظرفیت تبادل کاتیونی (میلی اکی والان در صد گرم)	وزن مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	شن (درصد)
	شاهد	۷/۳۷	۲/۸۲	۱۶/۰	۱/۴۳	۳۸
بافت خاک	متوسط	۷/۴۵	۲/۷۱	۱۴/۳	۱/۲۱	۴۰
	سبک (شنی)	۷/۵۸	۲/۷۰	۱۲/۲	۱/۱۱	۴۶
	شاهد	۷/۳۷	۲/۸۲	۱۶/۰	۱/۴۳	۳۸
مقدار ماده آلی	کم	۷/۴۱	۲/۹۸	۱۶/۱	۱/۲۳	۳۸
	زیاد	۷/۳۵	۳/۲۷	۱۶/۳	۱/۲۰	۳۷

۱- کلمات آورده شده در این ستون کیفی هستند، اما مقادیر موجود در ستون‌های سمت چپ، آنها را توصیف کمی کرده است.

عامل دز علف‌کش 2, 4-D در دو سطح معمول (۱/۵ لیتر در هکتار) و بالا (۳ لیتر در هکتار) در این مقطع در نظر گرفته شد (۲۳). مقدار محاسبه شده علف‌کش (بر اساس سطح خاک) همراه و مخلوط با ۴۰۰ سی‌سی آب آبیاری (این حجم از آب مقطر بخاطر اطمینان از آبشویی علف‌کش و طبق آزمایش‌های اولیه منظور شد) روی ستون خاک ریخته شد. بنابراین سه فاکتور کود آلی (در سه سطح)، بافت خاک (در سه سطح) و دز علف‌کش (در دو سطح) مجموعا ۱۸ تیمار و هر تیمار با سه تکرار (به اضافه سه تکرار شاهد) کلا ۵۷ ستون خاک را تشکیل دادند.

بعد از گذشت سه روز و اطمینان از واکنش علف‌کش با خاک هر حلقه یا قطعه دو سانتی‌متری از ستون لوله PVC با کارد تیز بریده و محتوبات خاک آن به ظروف پلاستیکی منتقل و تعداد ۱۳ بذر خیار (بر اساس نتیجه حاصل از آزمون جوانه‌زنی) در عمق یک سانتی‌متری کاشته و حدود ۸۰ سی‌سی آب به هر یک از آنها داده شد (۲۳). در این آزمایش از گیاهچه خیار به عنوان گیاه محک برای شناسایی خسارت و اثرات بیولوژیکی علف‌کش استفاده شد (۲۴). ظروف مربوطه هر دو روز یک بار با حدود ۶۰ میلی‌لیتر آب مقطر آبیاری شدند. گیاه‌چه‌ها در آزمایشگاه با دما-های ۲۵/۱۸ درجه سانتی‌گراد و ۱۲ ساعت طول روز نگهداری شده و بعد از ۱۳ روز گیاهچه‌ها برداشت و طول ساقه‌چه، طول ریشه‌چه، وزن تر ساقه‌چه و وزن تر ریشه‌چه آنها اندازه گرفته شدند.

در برخی از مجموعه‌های مربوط به داده‌های چند متغیره، متغیرها به طور طبیعی به دو گروه تقسیم می‌شوند. در این صورت تجزیه

همبستگی کانونیک (CCA) می‌تواند برای بررسی ارتباط بین این دو گروه مورد استفاده قرار گیرد (۱۷). فاکتورهای مقدار ماده آلی (در سه سطح x_1، x_2 و x_3) و بافت خاک (در سه سطح y_1، y_2 و y_3) دو گروه مورد نظر در این آزمایش بودند.

تجزیه همبستگی کانونیک می‌تواند امکانات ذیل را فراهم آورد:

تعیین ترکیب خطی x_1، x_2 و x_3 یعنی:

$$U= a_1X_1 + a_2X_2 + a_3X_3$$

و نیز ترکیب خطی y_1، y_2 و y_3 یعنی:

$$V= b_1Y_1 + b_2Y_2 + b_3Y_3$$

این ترکیب‌ها طوری انتخاب می‌شوند که همبستگی بین U و V به حداکثر مقدار ممکن برسد. بعد از استاندارد کردن متغیرهای X و Y به منظور رسیدن به واریانس یک، بهترین حالت به‌دست می‌آید. در عمل بیشتر از یک جفت متغیر کانونیک از مجموعه‌ای از داده‌ها قابل محاسبه است. اما اولین جفت (U_1 و V_1) بالاترین همبستگی ممکن را دارا بوده و به عنوان مهمترین معادله شناخته می‌شود. برای تجزیه همبستگی کانونیک و آنالیز داده‌ها از نرم افزار SAS و رویه CANCORR استفاده شد (۲۵).

نتایج و بحث

تحلیل زیستی

در تیمار یا ستون خاک حاوی کود دامی کاهش وزن تر گیاهچه خیار تا لایه سوم مشاهده گردید (شکل ۱). وزن تر گیاهچه‌های خیار هنگام استفاده از علف‌کش 2, 4-D در عمق بیشتر از شش سانتی‌متر در خاک شامل کود دامی، افزایش ناگهانی داشت، از این روی می‌توان نتیجه گرفت که حد آبشویی 2, 4-D در این خاک محدود به بالای عمق شش سانتی‌متری خاک می‌باشد. با توجه به کاهش جوانه‌زنی خیار در افق‌های مختلف خاک شامل کود دامی با مقدار آبیاری ۴۰۰ میلی‌لیتر می‌توان گفت که بیشترین مقدار خسارت در ستون خاک به‌وسیله 2, 4-D تا لایه سوم یا عمق ۶-۴ سانتی‌متری حاصل شده است. در خاک معمولی یا نرمال (شاهد) بیشترین خسارت تا لایه پنجم (عمق ۸-۱۰ سانتی متری) و در خاک شنی خسارت تا لایه ششم (عمق ۱۰-۱۲ سانتی‌متری) اندازه‌گیری شد. این موضوع به علت حرکت راحت‌تر علف‌کش به عمق‌های پایین‌تر ستون خاک در خاک معمولی و شنی بوده که کاهش جوانه‌زنی خیار را موجب گردیده است. به عبارت دیگر می‌توان نتیجه گرفت همراه با کاهش ماده آلی خاک و افزایش درشتی خاک عمق نفوذ علف‌کش (به علت کاهش وزن تر گیاهچه)، افزایش می‌یابد. به تعبیر دیگر نقصان ماده آلی و ازدیاد تخلخل خاک حد آبشویی علف‌کش 2, 4-D را بیشتر کرده است. فوچ و سینگ (۲۶) نیز هنگام بررسی تاثیر ماده آلی و بافت خاک بر آبشویی علف‌کش دیورون و لینورون به نتیجه مشابهی رسیدند. گرستل و یارون (۲۷ و ۲۸) هم نشان دادند با افزایش ماده آلی خاک آبشویی علف‌کش بروماسیل کمتر می‌شود. بر اساس مطالعات صورت گرفته به منظور ارزیابی جذب و دفع علف‌کش 2, 4-D در خاک‌های مختلف بر اساس ضرایب جذب، این علف‌کش به عنوان علف‌کشی در حد متوسط به لحاظ تحرک طبقه بندی شده است (۲۳). در عمق بیشتر از ۲۰ سانتی‌متر حتی در غلظت زیاد علف‌کش و بیشترین تخلخل در خاک شامل کود دامی و در صد زیاد شن (داده‌ها نشان داده نشده‌اند)، آبشویی علف‌کش 2, 4-D دیده نشد، این موضوع حاکی از آن است که آبشویی 2, 4-D محدودیت دارد. سی و همکاران (۲۹) قدرت آبشویی اتام سولفورون متیل را در دو ستون خاک شاهد و ستونی که با ماده آلی پر شده بود مقایسه کردند. علف‌کش جذب شده در دو ستون به ترتیب ۶۸ و ۹۲ درصد بود. یعنی با افزایش ماده آلی جذب علف‌کش زیاد ولی آبشویی آن کم شده است.

در این آزمایش ظرفیت تبادل کاتیونی و ماده آلی برای سه خاک به ترتیب در دامنه‌های ۱۲/۲ الی ۳/ ۱۶(meq/100 g) و ۲/۷۰ تا ۳/۲۷ درصد قرار داشت (جدول ۱)، علی رغم مقادیر نسبتا زیاد درصد ماده آلی با توجه به اینکه مقدار ماده آلی به علت تیمارهای سنتزی ما هستند نتایج حاصل از آن جالب توجه است. جذب علف‌کش با گرایش از خاک معمولی به خاک شامل کود دامی به علت افزایش CEC و OM، زیاد می‌گردد. انتقال علف-کش 2, 4-D بطور مستقیم تحت تاثیر جذب به مواد آلی و غیر مستقیم تابع تخلخل خاک است (۳۰). این مشاهده توسط محققان مختلفی تایید شده است (۳۱-۳۴).

بنابراین مقادیر زیاد ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک حاوی کود دامی (جدول ۱) موجب افزایش جذب و کاهش آبشویی می‌گردد (به علت نتایج زیست‌سنجی حاصل). بان سال (۳۵) در مطالعه خود جذب سه آفت‌کش کارباماتی را بررسی کرد

و نشان داد مقدار جذب همبستگی مثبتی با کربن آلی خاک و CEC و همبستگی منفی با pH دارد. جونز و همکاران (۳۶) نیز نشان دادند که وجود ماده آلی مقدار آبشویی سیمازین را به علت قدرت زیاد این ترکیبات برای تشکیل پیوند با علف‌کش، کاهش می‌دهد.

در این آزمایش خاک شاهد (نرمال یا معمولی) که ریز بافت‌تر بود (جدول ۱) جذب بیشتری خواهد داشت، چرا که حد آبشویی در آن سطحی‌تر یا بالاتر بود (شکل ۱). این موضوع همبستگی نزدیکی با نتایج تحقیقات اشرف (۳۷) و کوکس و همکاران (۳۸ و ۳۹) داشت که نشان دادند مقدار زیادتری از آفت‌کش در خاک-هایی با رس بیشتر (به علت سطح رویه بالاتر) جذب شده است. خاک سبک (شنی) در این آزمایش از مقدار ماده آلی و CEC کمتری برخوردار بود (جدول ۱)، بنابراین علف‌کش دچار آبشویی بیشتری می‌شود. کولورو و همکاران (۴۰) دریافتند که نفوذ آترازین در خاک لومی بیشتر از خاک رسی است. وان‌ویک و رینهارت (۱۵) با استفاده از روش ستون‌های خاکی دست نخورده در داخل لوله‌های PVC برای اندازه‌گیری آبشویی ایمازتاپیر نشان دادند که ایمازتاپیر می‌تواند در خاک درشت به‌راحتی نفوذ کرده اما سرعت نفوذ آن در خاک رسی و شامل ماده آلی، کمتر می‌باشد. نواک و همکاران (۴۱) تاثیر اندازه دانه رس را در آزمایش آبشویی ستون‌های خاک در مورد علف‌کش‌های آترازین و تریفلورالین بررسی کردند و مشاهده کردند که آبشویی در ستون-های خاک ریز بافت (۵ mm-۱) کمتر از ستون‌های خاک شامل بافت درشت (۵ mm<) بود. این نتیجه بیشتر به علت خاصیت دانه‌های کوچکتر است که از سطح رویه بزرگتری برخوردار بودند. در آزمایش ما آبشویی 2, 4-D در خاک سبک (شنی) ۵۰ درصد بیشتر از خاک حاوی کود دامی بود (با توجه به تغییرات وزن تر ساقه‌چه و ریشه‌چه). این موضوع حاکی از درجه تحرک بالای این علف‌کش در خاک شنی است. تحرک بالای MCPA (از خانواده 2, 4-D) در خاک نیز توسط هابرهار و همکاران (۴۲) و سوسیاس-ویسینا و همکاران (۴۳) با بازیافت ۹۹-۷۰ درصدی آن گزارش شده است. سینگ و همکاران (۴۴) آبشویی محسوس و زیادی از علف‌کش نورفلورازون را در ستون‌های خاک حاوی شن ریز مشاهده کردند، به‌طوری‌که تا عمق ۳۸ سانتی‌متری نفوذ کرده بود. موریلو و همکاران (۴۵) نشان دادند که مقدار علف‌کش نورفلورازون مورد آبشویی در عمق ۲۴ سانتی‌متری خاک در تیماری که درصد ماده آلی آن ۱/۴ و درصد شن آن ۵۰ درصد بود ۲۰/۸ درصد، در حالی که در خاکی با ۱/۹ درصد ماده آلی و ۱۶ درصد شن، مشاهده نشد. هانس (۴۶) نیز در آزمایش خود پی به جذب 2, 4-D در خاک رسی برده است.

به‌طورکلی علف‌کش‌های اسیدی ضعیف حداقل جذب را دارا هستند (۴۷). علف‌کش 2, 4-D اسیدی بوده و یونیزه می‌شود. در نتیجه در آب محلول است و بواسطه جذب سطحی کم و دفع الکترواستاتیکی از روی سطوح خاک، دچار آبشویی می‌گردد (۴۸). علف‌کش‌های اسیدی مانند بنتازون، دایکمبا و 2, 4-D دارای چنین خصوصیاتی بوده و نمونه خوبی از علف‌کش‌های متحرک می‌باشند (۴۹ و۵۰). علف‌کش 2, 4-D به‌واسطه حلالیت زیاد در آب (۶۲۰ mgL^{-1}) مانند سایر آلاینده‌های آنیونی حضورش در آب‌های زیرزمینی می‌تواند باعث ایجاد خطرات زیست محیطی شود (۳۹، ۵۱ و ۵۲).

جذب 2, 4-D توسط خاک حاوی ماده آلی می‌تواند برای حفاظت از اثرات نامناسب آبشویی علف‌کش به آب‌های زیرزمینی مناسب باشد. عمل دفع علف‌کش از روی سطوح نیز به لحاظ دسترسی به علف‌کش حائز اهمیت است. در صورتی‌که فرآیند دفع فرو نشانده شود، غلظت آن در محلول خاک کم شده و در نتیجه دسترسی گیاه به علف‌کش کم می‌شود. از نتایج آزمایش ما می‌توان استنباط نمود مقدار نسبی 2, 4-D که از تیمار خاک مخلوط با ماده آلی دفع شده کمتر از تیمار خاک معمولی یا نرمال (شاهد) بوده و نیز مقادیر بیشتری از بقایای علف‌کش در لایه‌های سطحی خاک باقی می‌ماند. علی‌رغم مقدار بیشتر جذب 2, 4-D در خاک شامل ماده آلی، ولی خاصیت سمی این علف‌کش بر خیار در این تیمار کاهش نیافت، احتمالا اثر مثبت جذب علف-کش از طریق پایداری و دفع علف‌کش خنثی شده است.

واکنش ریشه خیار به حضور 2, 4-D در خاک، حساس‌تر بود تا واکنش ساقه (کاهش طول ریشه در دز زیاد علف‌کش نسبت به شاهد ۹۷ درصد در حالی که افت اندازه طول ساقه‌چه ۷۶ درصد

بود). اسمیجیلسکا و اسچونا (۵۳) نیز هنگام بررسی اثرات باقیمانده ایمازتاپیر با استفاده از کلزا به عنوان گیاه محک به حساسیت بیشتر وزن ریشه اشاره داشته‌اند.

اثر 2, 4-D بر درصد بازدارندگی رشد ریشه در بین خاک‌های مختلف متفاوت بود. در بین خاک‌ها، بیشترین خاصیت سمی 2, 4-D در خاک شنی و کمترین در خاک شامل کود دامی بود. این نتایج نشان می‌دهند که بازدارندگی رشد خیار به علت حضور 2, 4-D در خاک، بستگی به نوع خاک دارد. بیشترین بازدارندگی در خاک با ماده آلی کم (خاک شنی) یا pH زیاد و کمترین بازدارندگی در خاک با ماده آلی زیاد (خاک حاوی کود دامی) و pH پایین دیده شد (جدول ۱). این نتیجه با یافته‌های اسمیجیلسکا و اسچونا (۵۳) مطابقت داشت.

تحلیل رگرسیونی

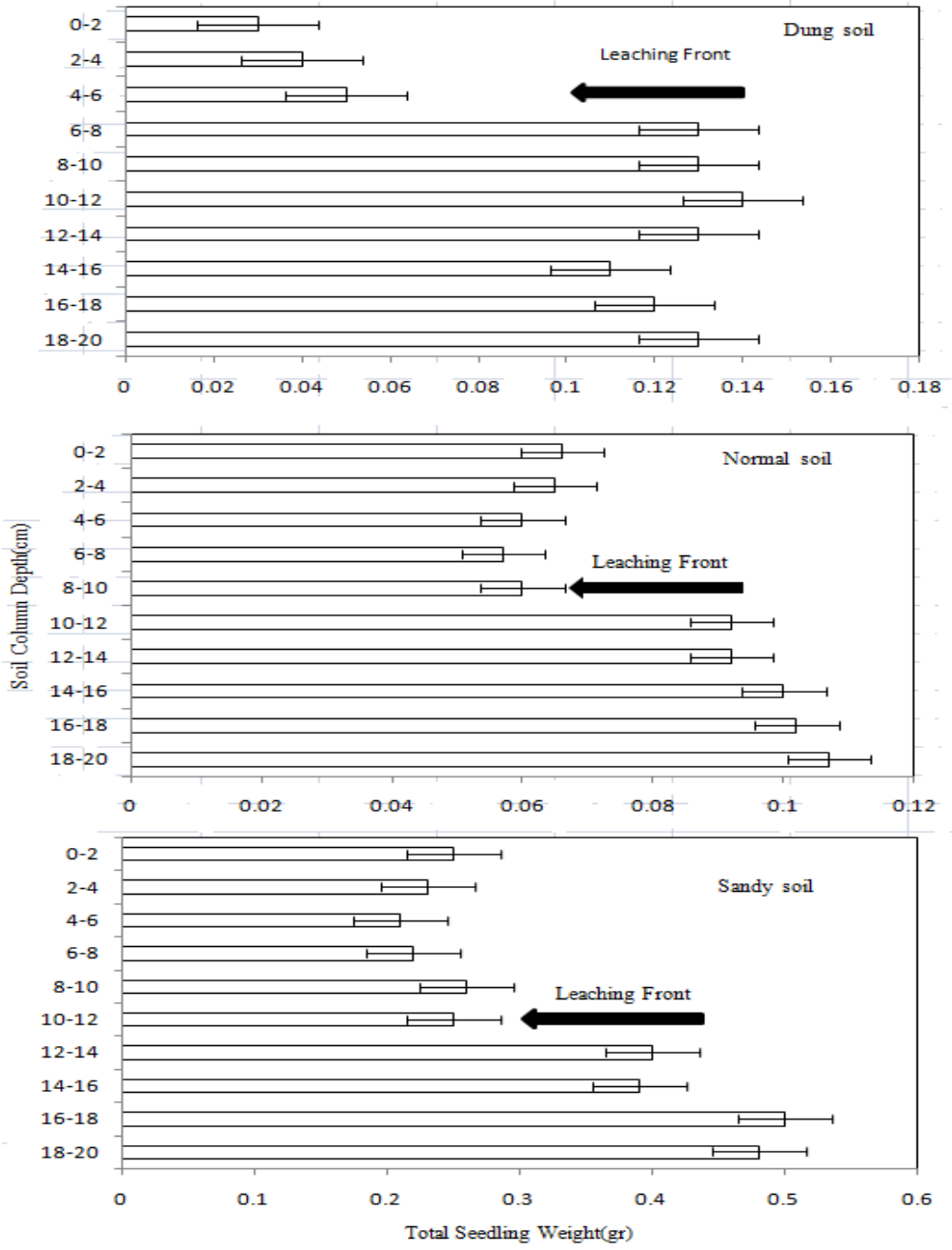
در این آزمایش متغیرها به دو گروه تقسیم شدند. گروه اول متغیر بافت خاک (در سه سطح شاهد، متوسط و شنی) و گروه دوم متغیر مقدار ماده آلی خاک (در سه سطح) در نظر گرفته شد (جدول ۱). برای بررسی ارتباط بین این دو گروه از تجزیه همبستگی کانونیک استفاده گردید.

وزن ساقه‌چه: در مورد این صفت، مقادیر ویژه برابر با ۰/۳۱۴۰ ، ۰/۲۱۳۹ و ۰/۰۱۲۷ هستند. با گرفتن جذر از این مقادیر، همبستگی‌های کانونیک به دست می‌آیند. که عبارتند از ۰/۵۶۰۴ ، ۰/۴۶۲۵ و ۰/۱۱۲۷ . متغیرهای کانونیک بعد از استاندارد شدن به معادلات (جدول ۲) تبدیل می‌شوند. در این صفت گرچه دو مقدار همبستگی کانونیک اول (۰/۵۶۰۴ و ۰/۴۶۲۵) بزرگ هستند، ولی معنی‌دار نمی‌باشند (به ترتیب سطح احتمال معنی‌دار شدن آنها از ۰/۹۴ و ۰/۸۴). احتمالا کوچک بودن نمونه (۱۰ مشاهده) علت این امر است. با کنار گذاشتن موضوع معنی‌دار بودن همبستگی‌ها، تفسیر مربوط به اولین جفت از متغیرهای کانونیک (SOM_1 و ST_1) جالب توجه خواهد بود. با بررسی معادله SOM_1 به نظر می‌رسد SOM_1 عبارت از معادله‌ای است که برای مقایسه X_2(ماده آلی متوسط یا سطح دوم) با سایر متغیرهای X. پس SOM_1 نشان دهنده کمبود وزن ساقه‌چه در شرایط متوسط ماده آلی خاک است. از طرف دیگر ST_1 دارای ضریب بزرگ مثبت برای Y_1 (بافت سبک) می‌باشد. به نظر می‌رسد که ظاهرا وزن ساقه‌چه در خاک با ماده آلی متوسط بیشتر در خاک سبک وجود دارد. با توجه به این‌که در تیمار خاکی که شامل ماده آلی بود تجمع وزن تر گیاه تا شش سانتی‌متر اول عمق خاک کم و پایین‌تر از آن بیشتر شده (شکل ۱) و این‌که در خاک سبک امکان شسته شدن علف‌کش زیاد (۲۴) و ممانعت از خروج گیاهچه کاهش (۵۴) می‌یابد، این نتیجه‌گیری صحیح به نظر می‌رسد.

وزن ریشه‌چه: در مورد این صفت، مقادیر ویژه برابر با ۰/۵۷۴۶ ، ۰/۱۸۵۵ و ۰/۰۱۲۶ می‌باشند. همبستگی‌های کانونیک آنها به ترتیب عبارتند از ۰/۷۵۸۰ ، ۰/۴۳۰۷ و ۰/۱۱۲۴ . متغیرهای کانونیک بعد از استاندارد شدن به معادلات (جدول ۲) تبدیل می‌شوند. در این صفت دو ضریب همبستگی کانونیک اول (۰/۷۵۸۰ و ۰/۴۳۰۷) بزرگ هستند، ولی معنی‌دار نمی‌باشند (به ترتیب سطح احتمال معنی‌دار شدن آنها عبارتند از ۰/۷۶ و ۰/۸۷). با استدلالی شبیه قبل در مورد علت معنی‌دار نشدن ضرایب همبستگی و با بررسی معادله SOM_1 به نظر می‌رسد SOM_1 عبارت از معادله‌ای است که اهمیت X_3 (ماده آلی زیاد یا سطح سوم) در آن در مقایسه با سایر متغیرهای X (به علت ضریب بزرگتر)، بیشتر است. پس SOM_1 نشان دهنده پر بود وزن ریشه در شرایط زیاد ماده آلی خاک است. از طرف دیگر ST_1 دارای ضریب بزرگ مثبت برای Y_2 (بافت متوسط) می‌باشد. به نظر می‌رسد که ظاهرا وزن ریشه‌چه در تیماری با ماده آلی زیاد و بافت خاک متوسط در بیشترین مقدار خود قرار دارد. برای توجیه تجمع زیاد وزن ریشه‌چه خیار در خاکی با دو ویژگی ماده آلی زیاد و سبکی نسبی آن، می‌بایست به تخلخل بیشتر خاک استناد نمود، که باعث نفوذ و رشد بیشتر ریشه شده است. تیلور و برار (۵۵) نشان دادند که ماده آلی بطور غیر مستقیم از طریق تغییر شکل ساختمان و استحکام خاک، تخلخل، تعداد منافذ بزرگ، درصد رطوبت حجمی و تهویه خاک، توسعه و رشد ریشه را بهبود می‌بخشند.

وزن ریشه‌چه و ساقه‌چه: مقادیر ویژه برای این صفت معادل با ۰/۶۴۸۰ ، ۰/۰۴۵۰ و ۰/۰۰۷۲ بودند. همبستگی‌های کانونیک متناظر آنها عبارتند از ۰/۸۰۵۰ ، ۰/۲۱۲۲ و ۰/۰۸۵۳ . متغیرهای

کانونیک پس از استاندارد شدن به معادلات (جدول ۲) تبدیل می‌شوند. در این صفت نیز علی‌رغم آنکه ضریب همبستگی کانونیک اول (۰/۸۰۵۰) بزرگ بود، ولی معنی‌دار به دست نیامد (سطح احتمال معنی‌دار شدن آن عبارت بود از ۰/۷۵). همانند قبل با بررسی معادله SOM_1 به نظر می‌رسد SOM_1 عبارت از معادله‌ای است که برای مقایسه X_2 (ماده آلی متوسط یا سطح دوم) با سایر متغیرهای X . پس SOM_1 نشان دهنده برجستگی زیاد و توام وزن ریشه و ساقه در شرایط ماده آلی متوسط خاک است. از طرف دیگر ST_1 دارای ضریب بزرگ مثبت برای Y_1 (بافت سبک) می‌باشد. به نظر می‌رسد که وزن ریشه‌چه و ساقه‌چه زیاد، در تیماری با ماده آلی متوسط و بافت سبک خاک حاصل گردد. در این تیمار، به علت سبک بودن خاک و وزن مخصوص ظاهری کم (۵۵) و وجود ماده آلی (۵۷)، مقاومت مکانیکی خاک برای خروج ساقه‌چه و نفوذ ریشه‌چه اندک است.



شکل ۱- تغییرات وزن تر گیاهچه خیار در اعماق و خاک‌های مختلف

Figure 1. Variations of seedling wet weight of cucumber in different depths and soils

جدول ۲- صفات اندازه گیری شده و معادلات تجزیه همبستگی کانونیک مربوطه

Table 2. The measured traits and related equations of canonical correlation analysis.

صفت	اولین جفت متغیر کانونیک
وزن ساقه‌چه	$SOM_1 = 1.3799\ X_1 - 4.2211\ X_2 + 4.7587\ X_3$
	$ST_1 = 55.6936\ Y_1 - 55.0 Y_2 + 13.8374\ Y_3$
وزن ریشه‌چه	$SOM_1 = 7.5137\ X_1 - 42.4686\ X_2 + 40.1793\ X_3$
	$ST_1 = -86.2167\ Y_1 + 77.4576\ Y_2 - 17.3625\ Y_3$
وزن ساقه‌چه + وزن ریشه‌چه	$SOM_1 = -3.1059\ X_1 + 18.0868\ X_2 - 16.8473\ X_3$
	$ST_1 = 66.7732\ Y_1 - 65.2078\ Y_2 + 16.2265\ Y_3$
نسبت ریشه‌چه به ساقه‌چه	$SOM_1 = -1.2168\ X_1 + 1.3529\ X_2$
	$ST_1 = -53.0278\ Y_1 + 31.8569\ Y_2 - 44.4863\ Y_3$

SOM= Soil Organic Matter; ST= Soil Texture

نسبت ریشه‌چه به ساقه‌چه: در باره این صفت، مقادیر ویژه برابر با ۰/۷۷۳۶ و ۰/۰۰۵۳ و همبستگی‌های کانونیک نظیر آنها عبارتند از ۰/۸۷۹۵ و ۰/۰۷۳۲ . متغیرهای کانونیک نیز بعد از استاندارد شدن به معادلات (جدول ۲) تبدیل می‌شوند. در این صفت گرچه ضریب همبستگی کانونیک اول (۰/۸۷۹۵) بزرگ بود، ولی معنی‌دار نیست (سطح احتمال معنی‌دار شدن آن عبارت از ۰/۱۸). طبق روال با بررسی تابع خطی SOM_1 به نظر می‌رسد SOM_1 عبارت از معادله‌ای است که برای مقایسه X_2 (ماده آلی متوسط) با X_1 (ماده آلی کم یا سطح اول). پس SOM_1 نشان دهنده نسبت ریشه به ساقه زیاد در شرایط ماده آلی متوسط خاک است (با توجه به این‌که ضریب X_3 صفر به‌دست آمده بنابراین مقدار X_2 بیشترین میزان ماده آلی را به خود اختصاص داده است). از طرف دیگر ST_1 دارای ضریب بزرگ مثبت برای Y_2 (بافت متوسط) می‌باشد. می‌توان نتیجه گرفت که نسبت ریشه به ساقه زیاد، در تیماری با ماده آلی و بافت متوسط به‌دست می‌آید. افزایش تخلخل خاک (بواسطه کود دامی و بافت درشت) باعث افزایش وزن ریشه می‌شود. لیپیک و همکاران (۵۸) نشان داده‌اند که عملکرد و وزن تر گیاه در تخلخل ملایم افزایش می‌یابد. از این روی برای رسیدن به حداکثر این نسبت حد متوسطی برای رشد هر دو قسمت گیاهی لازم به نظر می‌رسد.

نتیجه‌گیری

با کاهش ماده آلی و افزایش تخلخل خاک عمق نفوذ علف‌کش 2,4-D افزایش یافت. به‌طوری‌که با تغییر بافت و مقدار ماده آلی مقدار آبشویی تا شش سانتی متر بیشتر شد. هنگام استفاده از روش تجزیه همبستگی کانونیک برای تمام صفات اندازه‌گیری شده(وزن ساقه‌چه، وزن ریشه‌چه، وزن کل گیاهچه و نسبت ریشه‌چه به ساقه‌چه) تفسیر نتایج منطقی و مطابق با نتایج آزمون زیست سنجی بود. به نظر می‌رسد کود دامی و خاک سنگین سبب عدم تحرک 2,4-D در خاک شده و کاربرد آن در باغات جوان با ریشه سطحی، مناسب نیست.

References

1. Lin C.H, Lerch R.N., Garrett H.E., Johnson W.G., Jordan D., and George M.F. 2003. The effect of five forage species on transport and transformation of atrazine and isoxaflutole (Balance) in lysimeter leachate. Journal Environmental Quality, 32:1992-2000.
2. Konda L.N., and Pasztor Z. 2001. Environmental distribution of acetochlor, atrazine, chlopyrifos and propischlor under field conditions. Journal Agricultural Food Chemistry, 49: 3859-3863.
3. Theng B.K.G., Kookana R.S., and Rahman A. 2000. Environmental concerns of pesticides in soil and groundwater and management strategies in Oceania. In P. M. Huang., and and I.K. Iskandar. Soil and Groundwater Pollution and

Remediation. CRC Press. Boca Raton. Florida.

4. Buelk S., Vendy W.B., Colin D.B., Mattew M., and Allan W. 2005. Evaluation of simplifying assumption on pesticide degradation in soil. Journal Environmental Quality, 34:1933-1943.
5. Anping D., Frank M., and Kolar V. 1999. Determination of atrazine in soil samples by ELISA using polyclonal and monoclonal antibodies. Food Agricultural Immunology, 11:135-144.
6. Muller K., Magesan G.N., and Bolan N.S. 2007. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. Agriculture Ecosystem and Environment,120:93-116.
7. Tao Q. H., and Tang H.X. 2004. Effect of type of compounds on the adsorption of atrazine by natural sediment. Chemosphere, 56:31-38.
8. Aspelin A.L. 1994. Pesticides industry sales and wage: 1992 and 1993 market estimate. U. S. EPA. Office of prevention. Pesticides and Toxic Substances. Office of Pesticides Programs. Biological and Economic Analysis Division. Washington, D. C. pp: 92-101.
9. Kaskinen W.C., and Harper S.S.1990. The retention process and mechanisms. p. 51-57. In H.H. Cheng(ed.) Pesticides in the soil environment. Soil Science Society America.
10. Potter T.L., and Busch D.D. 2007. Summer cover crops reduced atrazine leaching to shallow groundwater in southern Florida. Journal Environmental Quality, 36:1301-1309.
11. Muhamad H., Ismail B.S., Sameni M., and Mat N.2011. Adsorption study of ^{14}C-paraquat in two Malaysian agricultural soils. Environmental Monitoring and Assessment,176:43-50.
12. Karasali H., Pavlidis G., Marousopoulou A., and Ambrus A. 2017. Occurrence and distribution of trifluralin, ethalfluralin, and pendimethalin in soils used forlong-term intensive cotton cultivation in central Greece. Journal of Environmental Science and Health, Part B.0:1-10.
13. Salazar-Ledesma M., Prado B., Zamora O., and Siebe C.2018. Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. Agriculture, Ecosystems and Environment, 255:73-83.
14. zbay B., Akyol N. H., Akyol G., and Ozbay I.2018. Sorption and desorption behaviors of 2,4-D and glyphosate in calcareous soil from Antalya, Turkey. Water and Environment Journal, 1:141-148.
15. Vanwyk L.L., and Reinhardt C.F. 2001. A Bioassay technique detects Imazethapyr leaching and liming-dependent activity. Weed Technology,15:1-6.
16. MacDonald K. B., Mckercher R. B., and Mover J. R. 1976. Picloram displacement in soil. Soil Science,121:94-102.
17. Manly B. F. J. 2010. Multivariate Statistical Methods A Primer. Translated by Moghadam M., Mohammadi S. A., and Aghaee Sarbarzeh M. Tabriz Pariver Publication. 276 pp.
18. Salehian H., and Soltani S.2009.Identification weed distribution using soil properties. Agricultural Science, 3:111-120.

19. Lashkari A., Rastgoo M., Minbashi M., Ghanbari M., and Rashed Mohassel M H. 2017. The associations of soil properties and climatic factors with weed distribution in Turfgrasses. Iranian Journal of Weed Science, 2:147-156.
20. Izadi E., Rashed Mohassel M.H., Zand E., Nassiri mohalati M., and Lakzian A.2008. Evaluation of Soil texture and organic matter on atrazine degradation. Environmental Science, 4:53-64.
21. Tollnar E.W., Hagrove E.L., and Langdal G.W.1984. Influence of conventional and no-tillage practices on soil physical properties in the southern Piedmount. Journal Soil and Water Conservation, 38:73-76.
22. USDA.1982. Procedures for collecting soil samples and methods of analysis for soil survey. Soil Survey Investigations. Report Number 1.
23. Zand E., Mousavi S.K., and Heidari A. 2014. Herbicides and their Applications. 2nd Edition by Fundamental Changes. Ferdowsi University Press. 547 pp.
24. Stolpe N.B., and Kuzila M.S.2002. Relative mobility of Atrazine, 2,4-D and Dicamba in volcanic soils of south-central Chile. Soil Science, 5:338-345.
25. Soltani A.2007.Application of SAS in Statistical Analysis. Mashhad Jahad Daneshgahi Press.182. p.
26. Futch S.H., and Singh M.1999. Herbicide mobility using soil leaching columns. Bulletin Environmental and Contaminent Toxicology, 62:520-529.
27. Gerstl Z., and Yaron B. 1983a. Behavior of bromacil and napropamide in soils: I. Adsorption and degradation after application from a point source. Soil Science Society American Journal, 47:474-478.
28. Gerstl Z., and Yaron B. 1983b. Behavior of bromacil and napropamide in soils: II.Distribution after application from a point source. Soil Science Society American Journal, 47:478-483.
29. Si Y., Zhang J., Wang S., Zhang L., and Zhou D. 2006. Influence of organic amendment on the adsorption and leaching of ethametsulfuron-methyl in acidic soils in China. Geoderma, 130: 66-76.
30. Helling C.S.1971. Pesticide mobility in soils III. Influence of soil properties. Soil Science Society American Proceeding. 35: 743-748.
31. Berglof T., Van Dung T., Kylin H., and Nilsson I. 2002. Carbendazim sorption desorption in Vietnamese soils. Chemosphere, 48:267-273.
32. Liu Y., Xu Z., Wu X., Gui W., and Zhu G. 2010. Adsorption and desorption behavior of herbicide diuron on various Chinese cultivated soils. Journal Hazard Material,178: 462–468.
33. Parkpian P., Anurakpongsatorn P., Pakkong P., and Patrick J.W.H. 1998. Adsorption, desorption and degradation of α-endosulfan in tropical soils of Thailand. Journal Environmental Science Health Bulletin, 33:211-233.
34. Wang P., and Keller A.A. 2009. Sorption and desorption of atrazine and diuron onto water dispersible soil primary size fractions. Water Research,43:1448-1456.
35. Bansal O.P. 2010. The Effects of composts on adsorption-desorption of three carbamate pesticides in different soils of Aligarh district. Journal Applied Science Environment Management, 14:155-158.
36. Jones D.L., Edwards-Jones G., Murphy D.V. 2011. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and

leaching in soil. Soil Biology Biochemistry, 43:804-813.

37. Ashraf Jiandani M. 2015. Soil adsorption of pesticides used on vegetables in southern Sindh. Thesis of Degree of Doctor of Philosophy in Analytical Chemistry. University of Sindh Jamshoro, Sindh-Pakistan.
38. Cox L., Koskinen W.C., Celis R., Yen P.Y., Hermosin M.C., and Cornejo J. 1998. Sorption of imidacloprid on soil clay and organic components. Soil Science Society of American Journal, 62: 911-915.
39. Cox L, Cecchi A, Celis R, Hermosin M.C, Koskinen W.C., and Cornejo J. 2001. Effect of exogenous carbon on movement of simazine and 2,4-D in soils. Soil Science Society American Journal, 65:1688-1695.
40. Kulluru P.P., Das B.S., and Panda R.K. 2010. Evaluation of Sorption and Leaching Potential of Malathion and Atrazine in Agricultural Soils of India. International Journal Environmental Research,1:75-90.
41. Novak S.M., Portal J.M., and Schiavon M. 2001a. Influence of soil aggregate size on Atrazine and trifluralin leaching. Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 66: 514-521.
42. Haberhauer G., Temmel B., and Gerzabek M.H. 2002. Influence of dissolved humic substances on the leaching of MCPA in a soil column experiment. Chemosphere, 46:495-499.
43. Socias-Viciana M.M., Fernandez-Perez M., Villafranca-Sanchez M., Gonzales-Pradas E., Flores-Cespedes F. 1999. Sorption and leaching of atrazine and MCPA in natural and peat-amended calcareous soils from Spain. Journal Agricultural Food Chemistry, 47:1236-1241.
44. Singh M., Castle W.M., Achhireddy N. 1985. Movement of bromacil and norflurazon in a sandy soil in Florida. Bulletin Environmental and Contaminent Toxicology, 35:279-284.
45. Morillo E., Undabeytia T., Cabrera A., Villaaverde J., and Maqueda C. 2004. Effect of soil type on adsorption-desorption, mobility, and activity of the herbicide Norflurazon. Journal Agricultural Food Chemistry, 52: 884-890.
46. Hance R.J.1989. Adsorption and bioavailability. p. 1-19. In I.R. Grover (ed.) Environmental Chemistry of Herbicides. CRC Press, Boca Raton, FL.
47. Oliveira R.S., Koskinen W.C., and Ferreira F.A. 2000. Sorption and leaching potential of Herbicides on Brazilian soils. Weed Research, 41: 97-110.
48. Mallawatantri A.P, McConkey B.G., and Mulla D.J.1996. Characterization of pesticide sorption and degradation in macropore linings and soil horizons of Thatuna silt loam. Journal Environmental Quality, 25:227-235.
49. Ritter W.F., Chirnside A.E.M., and Scaborough R.W. 1996. Leaching of Dicamba in a Coastal Plain soil. Journal Environmental Science Health, 31:505-517.
50. Romero E., Sanchez-Rasero F., Pena A., Colina C., and Dios G.1995. Bentazone leaching In Spanish soils. Pesticide Science, 47:7-15.
51. Goodrich J.A., Lynkis B.W., and Clark R.M. 1991. Drinking water from agriculturally contaminated

groundwater. Journal Environment Quality, 20:707-717.

52. Hermosin M.C., and Cornejo J. 1993. Binding Mechanism of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by organo-clays. Journal Environmental Quality, 22:325-331.
53. Szmigielska A.M., and Schoenau J.J. 1999. Analysis of Imazethapyr in agricultural soils by ion exchange membranes and a canola bioassay. Communication Soil Science Plant Analysis, 14:1831-1846.
54. Barzegar A. 2004. Advanced Soil Physics. Ahvaz Shahid Chamran University Press. 309 pp.
55. Taylor H.M., Brar G.S.1969. Effect of soil compaction on root development. Agronomy Horticulture and Entomology Department, Texas Tech. University, Lubbock, TX 79409, U.S.A.
56. Trouse A.C. 1971. Soil conditions as they affect plant establishment, root development and yield. p. 241-268. In M.I. Joseph(ed.) Compaction of Agricultural Soils. ASAE Monograph, American Society Agricultural Engineering.
57. Rohani N., Nemati H., and Moghaddam M. 2016. The effect of humic acid on seed germination and seedling growth characteristics of three Radish in salinity stress. Iranian Journal of Seed Science and Research, 4:27-40.
58. Lipuec J., Medvedev V.V., Birkas M., Dumitru E., Lyndina T.E., and Rousseva S. 2003 Effect of soil compaction on root growth and crop yield in Central and Eastern Europe. International Agrophysics, 17:61-69.