

اثر آلودگی مواد نفتی در خاک بر جوانه‌زنی و خصوصیات مورفوفیزیولوژیک علف گندمی بیابانی (*Agropyron desertorum*) برای استفاده در فضای سبز

زهرا سرانیان^۱، مریم حقیقی^۱، نعمت اله اعتمادی^{۱*}، محمدعلی حاج‌عباسی^۲ و مجید افیونی^۲

^۱ گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان و ^۲ گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان
(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۹/۰۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۳/۱۷)

چکیده:

هیدروکربن‌های نفتی از جمله آلاینده‌های آلی بوده که موجب آلودگی خاک‌ها می‌شوند. تنش‌هایی که در اثر حضور این ترکیبات به گیاهان وارد می‌شود سبب ایجاد محدودیت در انتخاب گیاهان مناسب، جهت کاشت در مکان‌های آلوده می‌گردد. هدف از این پژوهش بررسی اثر مواد نفتی (۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ درصد حجمی خاک:لجن) بر جوانه‌زنی و ویژگی‌های مورفوفیزیولوژیک گیاه علف گندمی بیابانی (*Agropyron desertorum*) می‌باشد. این تحقیق در دو آزمایش در قالب طرح بلوک کامل تصادفی برای آزمایش اول (آزمایش جوانه‌زنی) و به صورت کرت‌های خرد شده در زمان بر پایه طرح بلوک کامل تصادفی برای آزمایش دوم (آزمایش ویژگی‌های مورفوفیزیولوژیک) با سه تکرار انجام شد. نتایج آزمایش اول نشان داد درصد، سرعت، میانگین روز جوانه‌زنی و انرژی جوانه‌زنی علف گندمی بیابانی در تیمار ۲۰ درصد لجن تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت. کمترین میزان جوانه‌زنی نیز در تیمار ۸۰ درصد لجن مشاهده شد. در آزمایش دوم تیمار ۲۰ درصد لجن به شکل معنی‌داری، میزان رشد بالاتری نسبت به تیمار شاهد نشان داد، همچنین تفاوت معنی‌داری میان صفات تراکم، رنگ، محتوی کلروفیل، پرولین و محتوی نسبی آب این دو تیمار مشاهده نشد. با افزایش سطوح لجن به میزان ۴۰ و ۸۰ درصد صفات تراکم، رنگ، رشد، محتوی کلروفیل، به صورت معنی‌داری کاهش و محتوی پرولین افزایش یافته و نیز اختلاف بین سطوح ۴۰ و ۸۰ درصد نیز معنی‌دار بود. در مجموع گونه بومی علف گندمی بیابانی می‌تواند در میزان کم آلاینده‌های نفتی موجود در خاک (۲۰ درصد) جوانه بزند.

کلمات کلیدی: جوانه‌زنی، رشد، علف گندمی بیابانی، مواد نفتی.

مقدمه:

پالایشگاه‌ها در محیط زیست اشاره کرد (White et al., 2006). فرآورده‌های نفتی از آلاینده‌های رایج خاک بوده که شامل ترکیبات سمی زیادی می‌باشند (Euliss et al., 2008). کاشت گیاه در خاک‌های آلوده به مواد نفتی با محدودیت‌هایی روبروست، زیرا گیاهان رشد یافته در خاک‌های آلوده معمولاً با ترکیبی از تنش‌های خشکی، کمبود مواد غذایی و سمیت شیمیایی مواجه می‌شوند (Wenzel, 2009; Gerhardt et al., 2009). اثرهایی که خاک‌های آلوده به مواد نفتی و یا محصولات جانبی

در دنیای صنعتی کنونی، نفت بزرگترین منبع سوختی است و با توجه به پیشرفت‌های صنعتی اخیر در مقیاس وسیع، تولید این ماده می‌تواند منجر به آلودگی خاک‌ها و منابع آب‌های زیرزمینی شود. از دلایل عمده آلودگی خاک‌ها به آلاینده‌های نفتی می‌توان به نشت نفت از لوله‌های انتقال و یا سرریز از مخازن ذخیره آن، تصادف خودروهای حامل نفت خام و یا ترکیبات مشتق شده از آن و یا رهاسازی ضایعات و پسماندهای

کربن، آنزیم‌هایی تولید کرده که مسئول حمله به مولکول‌های هیدروکربن می‌باشند. کارایی فرآیند گیاه‌پالایی به میزان زیادی بستگی به حضور و فعالیت جامعه میکربی وابسته به گیاه دارد که حامل ژن‌های تخریب‌کننده‌اند و این ژن‌ها جهت تجزیه آنزیمی آلاینده‌های آلی مورد نیازند و گزارش شده که ریزوسفر میزبان باکتری‌های تخریب‌کننده است (Andria et al., 2009).

میکروارگانسیم‌ها و گیاهان بر سر مواد غذایی موجود در خاک با یکدیگر رقابت می‌کنند (Dindal, 1990). در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی جمعیت میکروارگانسیم‌ها افزایش یافته و این امر سبب کاهش دسترسی به عناصر غذایی برای گیاهان می‌شود (De Jong, 1980; Merkl et al., 2004) و لذا این خاک‌ها با کمبود بسیاری از عناصر غذایی به خصوص نیتروژن مواجهند، حال آنکه کمبود نیتروژن یکی از مهم‌ترین عوامل محدودکننده رشد در گیاهان می‌باشد (Marschner, 1995). همچنین جریان اکسیژن بدلیل وجود لایه‌ای از نفت که سطح خاک را پوشانده محدود می‌شود که این خود باعث ایجاد شرایط بی‌هوازی برای ریشه‌ها می‌شود (Pezeshki et al., 2000). اثر سمیت آلاینده‌های نفتی می‌تواند ریخت‌شناسی ریشه را تغییر داده و این تغییر مستقیماً بر جذب آب و مواد غذایی تاثیر گذاشته و بنابراین رشد گیاه را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Reynoso-Cuevas et al., 2008).

به نظر می‌رسد استفاده از گیاهان بومی جهت کاشت در خاک‌های آلوده به مواد نفتی مناسب‌تر است، زیرا این گیاهان با شرایط محیطی سازگار بوده و از لحاظ بقاء، رشد و تکثیر تحت شرایط تنش عملکرد بهتری نسبت به گیاهان غیربومی دارند (Antonsiewicz et al., 2008; Yoon et al., 2006).

مطالعات زیادی در زمینه اثرهای هیدروکربن‌ها بر رشد و توسعه گونه‌های گندمیان صورت گرفته است (Cheema et al., 2009, 2010; Gaskin et al., 2008). آزمایشات گزینش گیاهی، گراس‌ها را گیاهانی مقاوم به انواع هیدروکربن‌ها نشان داده‌اند (Dominguez-Rosado and Pichtel, 2004; Pichtel and Liskanen, 2001).

علف گندمی‌ها متعلق به زیرخانواده *Festucoideae* تیره *Poaceae* از مهم‌ترین گونه‌های مقاوم به تنش‌های زیستی و

حاصل از آنها بر گیاهان دارند بر اساس غلظت آلاینده، مدت زمان قرارگیری گیاه در معرض آلودگی و همچنین نوع گونه گیاه متفاوت است (Merkl et al., 2004, 2005a; Naidoo, 2010).

تحقیقات زیادی کاهش در رشد و تولید زیست توده گیاه در خاک آلوده به نفت را گزارش کرده‌اند (Adam and Duncan, 2002; Merkl et al., 2004, 2005a). این کاهش ممکن است نتیجه سمیت ذاتی مواد نفتی باشد (Cheema et al., 2010). جذب مولکول‌های سمی نفت توسط گیاهان در خاک‌های آلوده (Bossert and Bartha, 1985) می‌تواند نفوذپذیری و ساختار غشای پلاسمایی را تغییر دهد (Pena-Castro et al., 2006). فقدان خاصیت انتخابی غشاء، گیاه را از جذب آب بازداشته، باعث ایجاد تنش آبی می‌شود (Taiz and Zeiger, 1998)؛ البته تحت برخی غلظت‌های مشخص، حضور مواد نفتی در خاک می‌تواند رشد و تولید زیست توده برخی گونه‌ها را تحریک کند (Merkl et al., 2004)، زیرا تنش ایجاد شده توسط این مواد می‌تواند ساخت مواد تنظیم‌کننده رشد را برانگیزد (Baker, 1970). علاوه بر اثرهای مستقیمی که نفت بر گیاهان دارد، این ماده می‌تواند خصوصیات فیزیکی- شیمیایی خاک را تغییر داده، سبب کاهش آب، عناصر غذایی و اکسیژن قابل دسترس شود (Baker, 1970; Bossert and Bartha, 1985; De Jong, 1980). خاصیت دفع آب (آبگریزی) خاک‌های آلوده به مواد نفتی بدلیل وجود ترکیبات آلی قطبی است (Morley et al., 2005). تنش خشکی به دلیل ماهیت آب‌گریز ترکیبات نفتی موجود در اطراف محیط ریشه ایجاد می‌شود (Merkl et al., 2005b).

پژوهشگران زیادی به نقش موثر گیاهان در پالایش آلاینده‌های نفتی خاک اشاره کرده‌اند (Atagana, 2011; Zhang et al., 2010). Robinson و همکاران (۲۰۰۳) علت این امر را به افزایش فعالیت میکربی در ریزوسفر گیاه نسبت دادند. در واقع گیاهان می‌توانند با انتقال بیشتر اکسیژن به ریزوسفر از طریق کانال‌های عبوری ریشه در خاک آلوده و نیز بهبود خاکدانه سازی، امکان تجزیه و تخریب بیشتر آلاینده‌های نفتی در خاک توسط فعالیت میکروارگانسیم‌ها را افزایش دهند (Hall et al., 2011; Yeung et al., 1997). میکروارگانسیم‌ها در حضور منابع

غیرزیستی می‌باشند. علف گندمی یکی از مهم‌ترین گیاهان

مرتعی است که در غالب مراتع ایران وجود دارد (بی‌نام، ۱۳۷۶). این گیاهان علفی چندساله بوده و سازگاری خوبی با شرایط آب و هوایی خشک و نیمه‌خشک، انواع خاک‌ها به غیر از خاک‌های رسی سنگین و یا شنی، سرما و چرای دام دارند. تولید مثل این گیاهان دگرگشن از طریق بذر می‌باشد (احمدی و همکاران ۱۳۹۱). این گیاهان دارای عمر طولانی، مقاومت به خشکی و سرما و سامانه ریشه‌ای گسترده می‌باشند (Daniel et al., 2001). گونه معروف *Agropyron desertorum* (علف گندمی بیابانی) که به عنوان چمن نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد (Beard, 1973) گیاهی چند ساله، پایا، دارای ریزوم رونده و ریشه‌های فیبری بلند، چمنی مقاوم به خشکی و سرماست که استفاده از آن یکی از راه حل های ایجاد فضاهای سبز درون شهری و برون شهری در مناطق خشک و نیمه خشک است (اسماعیلی شریف، ۱۳۸۷).

بررسی‌های به عمل آمده نشان می‌دهد تا کنون تحقیقات بسیار کمی در زمینه میزان مقاومت گیاهان بومی ایران به وجود هیدروکربن‌های نفتی در خاک صورت گرفته است؛ لذا هدف از این پژوهش، مطالعه اثر سطوح مختلف مواد نفتی موجود در خاک بر نحوه جوانه‌زنی و رشد علف گندمی بیابانی می‌باشد.

مواد و روش‌ها:

این پژوهش در دو آزمایش طی سال‌های ۱۳۹۱-۱۳۹۲ در گلخانه‌های گروه علوم باغبانی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان به منظور بررسی اثر سطوح مختلف لجن نفتی در خاک بر جوانه زنی و رشد چمن بومی زیتنی علف گندمی بیابانی (*Agropyron desertorum*) انجام شد.

قبل از شروع آزمایش‌ها، از خاک زراعی و لجن نفتی مورد استفاده نمونه‌برداری گردید و برخی از خصوصیات آنها اندازه گیری شد. خاک مورد استفاده دارای بافت سیلتی لوم، dS/m استفاده نیز دارای غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی (TPHs: dS/m ، g/kg (Total Petroleum Hydrocarbons، 190 ، $pH=7/5$ ، $EC=2/8$ ، ماده آلی بود. لجن نفتی مورد

آزمایش اول (آزمایش جوانه‌زنی) به صورت طرح بلوک کامل تصادفی با سه تکرار و آزمایش دوم (آزمایش ویژگی‌های مورفوفیزیولوژیک) به صورت آزمایش کرت‌های خردشده در زمان بر پایه طرح بلوک کامل تصادفی در سه تکرار انجام گرفت.

در ابتدا جهت آماده‌سازی محیط کشت، لجن آبگیری شده واحد بازیافت آب پالایشگاه اصفهان پس از خرد شدن، به نسبت‌های ۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ درصد حجمی با خاک زراعی مخلوط شد. پس از آن برای ایجاد همگنی و یکنواختی در محیط کشت و فعالیت میکروارگانیسم‌های موجود در آن در شرایط جدید و پخش شدن و فعال کردن آنها در کل توده مخلوط، هر کدام از مخلوط‌ها به مدت سه هفته هر سه روز یکبار زیر و رو شدند. طی این مدت آبیاری در حد ظرفیت مزرعه انجام گرفت. خاک‌های آلوده شده به لجن با درصدهای مختلف حجمی ۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ به صورت جداگانه در گلدان‌هایی با قطر دهانه ۲۳ و ارتفاع ۱۴ سانتی‌متر در سه تکرار ریخته شدند. سپس تعداد ۵۰ عدد از بذر گیاه (تهیه شده از مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان) در عمق ۱ سانتی‌متری سطح گلدان‌ها کشت گردید. گلدان‌ها در گلخانه‌های تحقیقاتی دانشکده کشاورزی نگهداری شدند. محل آزمایش دارای میانگین دمای ۲۷ درجه سانتی‌گراد و میانگین رطوبت نسبی ۴۵٪ بود. در طول دوره آزمایش، رطوبت خاک‌ها در حد ظرفیت زراعی نگه داشته شد. ثبت جوانه‌زنی هر ۴۸ ساعت یکبار انجام شد. جوانه‌زنی در روز چهاردهم به پایان رسید. پس از اتمام این دوره درصد جوانه‌زنی توسط فرمول زیر محاسبه شد:

$$GP = \frac{\sum G}{N} \times 100 \quad \text{رابطه (۱):}$$

GP: درصد جوانه‌زنی، G: تعداد بذور جوانه زده، N: تعداد کل بذرها (Camberato and Mccarty, 1999)

سرعت جوانه‌زنی نیز از فرمول زیر محاسبه شد:

$$GR = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{D_i} \quad \text{رابطه (۲):}$$

GR: سرعت جوانه‌زنی، S_i : تعداد بذور جوانه زده در هر شمارش، D_i : تعداد روز تا شمارش n ام، n: دفعات شمارش (Maquirw 1962)

برای اندازه‌گیری میانگین روز جوانه‌زنی نیز از فرمول زیر استفاده گردید:

$$\text{MD} = \frac{N_1 T_1 + N_2 T_2 + \dots + N_n T_n}{A_1 + A_2 + \dots + A_n} \quad \text{رابطه (۳)}$$

MD: میانگین روز جوانه‌زنی، N: تعداد بذور جوانه زده در فواصل زمانی پی در پی، T: زمان‌های بین شروع آزمایش تا پایان هر فاصله اندازه‌گیری، n: دفعات شمارش (Hartmann et al., 2002)

انرژی جوانه‌زنی مقیاسی از سرعت جوانه‌زنی است. طبق گفته Hartmann و همکاران (۲۰۰۲) انرژی جوانه‌زنی درصد بذور جوانه‌زده در زمان اوج جوانه‌زنی است. در این مطالعه این پارامتر به عنوان درصد بذور جوانه زده طی نصف دوره استفاده شده برای اندازه‌گیری پارامتر درصد جوانه‌زنی برآورد شد.

در دومین آزمایش، بذور در گلدان‌های حاوی خاک غیرآلوده (شاهد) و خاک‌های آلوده (۲۰، ۴۰ و ۸۰ درصد لجن) کشت شد. ابتدا ته هر گلدان (با قطر دهانه ۲۰ و ارتفاع ۵۰ سانتی‌متر) به ضخامت ۳-۲ سانتی‌متر ریگ درشت ریخته شد و پس از پر کردن آنها با خاک، بذر علف گندمی بیابانی (۲۵ گرم در متر مربع)، در عمق ۱ تا ۲ سانتی‌متری سطح گلدان‌ها کشت شد. در طول دوره آزمایش، رطوبت خاک‌ها در حد ظرفیت زراعی نگه داشته شد. آب زهکش شده به زیرگلدانی جمع‌آوری شده و مجدداً برای همان گلدان مورد استفاده قرار گرفت. متوسط حداقل و حداکثر دمای روزانه گلخانه در طول مدت آزمایش ۲۷-۳۳ درجه سانتی‌گراد و دمای شبانه ۱۰-۱۳ درجه سانتی‌گراد بود. پرورش گیاهان در این مرحله از پژوهش ۷ ماه به طول انجامید.

برای تعیین رنگ و تراکم از امتیازدهی بصری (۱ تا ۹) توسط ارزیاب با تجربه و بر اساس دستورالعمل NTEP (National Turfgrass Evaluation Program): برنامه ملی ارزیابی چمن) استفاده شد، امتیاز ۹ به ترتیب به رنگ سبز تیره و پوشش کامل سطح گلدان و امتیاز ۱ به رنگ زرد و عدم پوشش سطح گلدان توسط چمن اختصاص داده شد (NTEP,)

(1999). در طول دوره آزمایش رنگ هر ۱/۵ ماه در ۵ مرتبه و تراکم در روزهای ۷۰، ۱۴۰ و ۲۱۰ خوانده شد. میزان رشد بوته‌ها هر ۱/۵ ماه اندازه‌گیری گردید و به صورت تجمعی یادداشت شد. بدین منظور در هر گلدان سه نقطه از چمن به طور تصادفی توسط خط‌کش با دقت ۱ میلی‌متر اندازه‌گیری گردید و سپس میانگین آن‌ها به عنوان ارتفاع آن واحد آزمایشی یادداشت شد. کلروفیل، پرولین و محتوی نسبی آب به ترتیب طبق دستورالعمل Lichtenthaler (۱۹۸۷)، Bates و همکاران (۱۹۷۳) و Cherkی و همکاران (۲۰۰۲) اندازه‌گیری شد.

تجزیه آماری داده‌ها توسط نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها به روش آزمون کمترین اختلاف معنی‌دار (LSD) انجام شد. رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث:

آزمایش جوانه‌زنی: اثر تیمار بر درصد جوانه‌زنی، سرعت جوانه‌زنی، میانگین روز جوانه‌زنی و انرژی جوانه‌زنی در سطح احتمال ۱٪ معنی‌دار بود (جدول ۱). مقایسه میانگین درصد جوانه‌زنی بذر علف گندمی بیابانی در سطوح مختلف آلودگی (جدول ۲) نشان داد میانگین درصد جوانه‌زنی در تیمار شاهد تفاوت معنی‌داری با تیمارهای حاوی ۲۰٪ و ۴۰٪ لجن نداشت، اما این دو تیمار با یکدیگر تفاوت معنی‌دار داشتند. بیشترین درصد جوانه‌زنی مربوط به تیمار ۲۰٪ لجن (۸۴/۶۶٪) و کمترین درصد جوانه‌زنی با داشتن اختلاف معنی‌دار با سایر تیمارها، در تیمار حاوی ۸۰٪ لجن (۵۱/۳۳٪) مشاهده شد.

بیشتر تحقیقات صورت گرفته در زمینه کاربرد مواد نفتی و یا مشتقات آنها در خاک، بیانگر اثرهای منفی این مواد بر جوانه‌زنی بذور می‌باشد (Atagana, 2011; Adam و Duncan (۲۰۰۲) علت کاهش در میزان جوانه‌زنی بذور را سمیت ایجاد شده توسط هیدروکربن‌های نفتی و یا ممانعت این مواد از ورود آب و اکسیژن به داخل بذر دانستند. در همین ارتباط، Udo و Fayemi (۱۹۷۵) نیز با بررسی جوانه‌زنی بذر ذرت در خاک‌های آلوده به نفت خام دریافتند که جذب آلاینده‌های نفتی توسط بذر مانع از جوانه‌زنی آن می‌گردد. این

جدول ۱- تجزیه واریانس درصد، سرعت، میانگین روز و انرژی جوانه‌زنی علف گندمی بیابانی در تیمارهای مختلف

میانگین مربعات				درجه آزادی	منبع تغییرات
انرژی جوانه‌زنی	میانگین روز جوانه‌زنی	سرعت جوانه‌زنی	درصد جوانه‌زنی		
۱۹۶/۵۸	۰/۶۸	۲/۰۵	۳۹/۰۰	۲	بلوک
۱۶۴۵/۵۶ **	۴/۶۶ **	۱۸/۷۹ **	۷۵۹/۵ **	۳	تیمار
۳۶/۱۴	۰/۳۷	۰/۳۴	۵/۲۲	۶	خطا
--	--	--	--	۱۱	کل

ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار، * اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪، ** اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪

جدول ۲- مقایسه میانگین درصد، سرعت، میانگین روز و انرژی جوانه‌زنی بذر علف گندمی بیابانی در تیمارهای مختلف

انرژی جوانه‌زنی (%)	میانگین روز جوانه‌زنی	سرعت جوانه‌زنی	درصد جوانه‌زنی (%)	درصد لجن نفتی خاک
۷۷/۳۳ ab	۵/۱۸ b	۸/۹۹ a	۸۴/۰۰ ab*	شاهد (۰)
۸۱/۰۰ a	۵/۲۳ b	۸/۶۰ a	۸۴/۶۶ a	۲۰
۶۵/۳۳ b	۶/۳۸ b	۶/۹۳ b	۸۰/۰۰ b	۴۰
۲۹/۶۶ c	۷/۸۳ a	۳/۵۰ c	۵۱/۳۳ c	۸۰

* در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابهی هستند از لحاظ آماری با استفاده از آزمون LSD معنی‌دار نیستند.

(Inckot et al., 2011). Terje (۱۹۸۴) مقاومت بذر برخی گیاهان در برابر حضور آلاینده‌های نفتی در خاک را مستقیماً به خصوصیات دیواره سلولی و مقاومت آن در برابر عبور این آلاینده‌ها به درون بذر مربوط دانست.

جدول ۲ نشان دهنده سرعت جوانه‌زنی علف گندمی بیابانی در سطوح مختلف مصرف لجن نفتی می‌باشد. با افزایش غلظت آلاینده‌ها سرعت جوانه‌زنی کاهش یافت، اما تفاوت معنی‌داری میان تیمار شاهد و ۲۰٪ لجن مشاهده نشد. کمترین سرعت جوانه‌زنی در تیمار ۸۰٪ لجن (۳/۵۰) دیده شد. Henner و همکاران (۱۹۹۹) به تاخیر در جوانه‌زنی بذر *Lotus corniculatus* در حضور هیدروکربن‌های چندحلقه‌ای در خاک اشاره داشتند. Chaineau و همکاران (۱۹۹۷) نیز در مطالعات خود به کاهش سرعت جوانه‌زنی گندم، جو، آفتابگردان، ذرت، لوبیا، شبدر و کاهو در حضور آلاینده‌های نفتی در خاک اشاره داشته و نشان دادند که آفتابگردان دارای بیشترین و کاهو دارای کمترین میزان مقاومت در برابر آلاینده‌ها بوده است. سرعت کمتر جوانه‌زنی بذر در خاک‌های آلوده

احتمال نیز وجود دارد که برخی ترکیبات نفتی با وزن مولکولی پایین (به‌ویژه هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای) به راحتی از غشاء سلولی عبور کرده و سبب ایجاد سمیت برای جنین بذر و نهایتاً مرگ آن شوند (Chaineau et al., 1997)؛ اما مشاهدات Muratova و همکاران (۲۰۰۸) نشان داد که درصد جوانه‌زنی در خاک‌های آلوده بر حسب نوع گیاه متفاوت است. آنها با توجه به اثر متفاوت آلاینده‌ها بر کاهش و یا تحریک میزان جوانه‌زنی گیاهان مختلف بیان کردند که اثرهای سمی لجن نفتی به میزان زیادی به نوع گیاه بستگی دارد. در تحقیق دیگری، جوانه‌زنی گیاه *Mimosa pilulifera* Benth. از تیره لگومینوز در خاک‌های آلوده به مواد نفتی تفاوت معنی‌داری با جوانه‌زنی در خاک‌های غیرآلوده نشان نداد. دلیل این عدم تفاوت ممکن است بعلت سمی نبودن این میزان TPH برای گیاه، نوع مواد نفتی و یا عدم حضور ترکیبات فرار باشد. از دیگر دلایل این عدم تفاوت به سرعت بالای جوانه‌زنی این گیاه اشاره شده که سبب کوتاه شدن مدت تماس بذر با آلاینده‌ها شده و اثر سمی مواد نفتی بر بذر را کاهش می‌دهد

رشد یافته در کلیه تیمارها به جز تیمار ۸۰٪ لجن رو به افزایش بود، درحالی که میزان رنگ گیاهان تیمار ۸۰٪ لجن از اولین یادداشت برداری به طور معنی‌داری کمتر از تیمارهای شاهد و ۲۰٪ لجن بود و با گذشت زمان روند کاهشی داشت و به زیر حد مطلوب رسید. نتایج نشان داد این گیاه توانست میزان کم مواد نفتی موجود در خاک را تحمل کرده و در این شرایط رنگ خود را در حد مطلوب حفظ کند. بررسی منابع توسط نگارندگان نشان داد در خصوص تاثیر مواد نفتی بر صفت رنگ در چمن تحقیقی صورت نگرفته است. مواد نفتی با تغییر نفوذپذیری و ساختار غشای پلاسمایی گیاه (Pena-Castro et al., 2006) و خصوصیات فیزیکی - شیمیایی خاک (Baker, 1970) و همچنین به دلیل داشتن ماهیت آب‌گریز، سبب ایجاد تنش خشکی برای گیاه می‌شوند (Merkel et al., 2005b). نتایج تحقیقات حاکی از تاثیر منفی تنش خشکی بر صفت رنگ در چمن‌ها می‌باشد (Wang et al., 2003; Beard and Sifers, 1997).

ارتفاع اندام هوایی: شکل ۲ نشان دهنده روند رشد گیاه در طول دوره آزمایش می‌باشد. نتایج نشان داد میزان رشد در تیمار ۲۰٪ لجن به طور معنی‌داری بیشتر از سایر تیمارها بود که این امر نشان دهنده اثر مثبت میزان کم مواد نفتی بر رشد این چمن بوده است. در اولین یادداشت برداری (روز ۴۲) رشد گیاهان تیمار شاهد به طور معنی‌داری بیش از سایر تیمارها بود، اما از روز ۸۴ به بعد تیمار ۲۰٪ لجن سبب افزایش معنی‌دار در رشد گیاهان نسبت به سایر تیمارها شد. میزان رشد در تیمارهای ۴۰٪ و ۸۰٪ لجن همواره به طور معنی‌داری کمتر از تیمارهای شاهد و ۲۰٪ لجن بود. در تحقیقی برای یافتن گیاهان جهت رشد در خاک‌های آلوده به ترکیبات آلی Rogers و همکاران (۱۹۹۶) دریافتند افزودن میزان کمی از مخلوط مواد شیمیایی آلی رشد شیدر سفید، آرتمیسیا، *Deschampsia beringensis* و *Poa alpine L.* را بهبود بخشید که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. برخی از محققین کاهش در میزان رشد اندام هوایی گیاهان در خاک‌های آلوده به مواد نفتی و فرآورده‌های جانبی آنها را گزارش کرده‌اند (Merkel et al., 2004; Inckot et al., 2011; Zhang et al., 2011).

کلروفیل: اعداد بدست آمده از اندازه‌گیری میزان کلروفیل

ممکن است به دلیل کاهش اکسیژن قابل دسترس و درپی آن افزایش رقابت برای اکسیژن، میان بذرها در حال جوانه‌زنی و میکروارگانسیم‌های خاک باشد (Dibble and Bartha, 1979).

نتایج نشان داد با افزایش میزان مواد نفتی، میانگین روز جوانه‌زنی افزایش یافت. بیشترین میانگین روز جوانه‌زنی با داشتن اختلاف معنی‌دار متعلق به تیمار ۸۰٪ لجن (۷/۸۳ روز) بود، اما سایر تیمارها تفاوت معنی‌داری با یکدیگر نداشتند (جدول ۲).

نتایج حاصل از مقایسه میانگین انرژی جوانه‌زنی بذر علف گندمی بیابانی در سطوح مختلف آلودگی (جدول ۲) نشان داد بیشترین میزان انرژی جوانه‌زنی مربوط به تیمار ۲۰٪ لجن (۸۱٪) بود که اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت. کمترین میزان انرژی نیز مربوط به تیمار ۸۰٪ لجن (۲۹/۶۶٪) بود. نتایج حاصل از پژوهش Atagana (۲۰۱۱) نشان داد که انرژی جوانه‌زنی بذر گیاه *Chromolaena odorata L.* در خاک آلوده به غلظت کم مواد نفتی برابر با میزان جوانه‌زنی در خاک غیرآلوده بود، اما با افزایش میزان آلودگی، انرژی جوانه‌زنی به طور معنی‌داری کاهش یافت.

آزمایش دوم: نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تیمار مواد نفتی بر صفات تراکم، رنگ و رشد اندام هوایی در سطح احتمال ۱٪ معنی‌دار بود. اثر زمان و همچنین اثر متقابل زمان در تیمار مواد نفتی نیز برای کلیه صفات ذکر شده در سطح احتمال ۱٪ معنی‌دار گردید (جدول ۳). نتایج تجزیه واریانس داده‌های کلروفیل، پرولین و محتوی نسبی آب نیز نشان دادند که اثر تیمار بر کلیه این صفات در سطح احتمال ۱٪ معنی‌دار شده است (جدول ۴).

تراکم: مقایسه میانگین داده‌های تراکم نشان داد بیشترین تراکم مربوط به تیمار ۲۰٪ لجن در آخرین اندازه‌گیری (روز ۲۱۰) بود که اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد همان اندازه‌گیری نداشت. تیمارهای ۴۰٪ و ۸۰٪ لجن به طور معنی‌داری تراکم کمتری نسبت به تیمارهای شاهد و ۲۰٪ لجن داشته و با یکدیگر نیز اختلاف معنی‌دار نداشتند. کمترین تراکم مربوط به تیمار ۸۰٪ لجن بود که زیر حد مطلوب قرار داشت. در مجموع با گذشت زمان تراکم چمن به طور معنی‌داری افزایش یافت (جدول ۵).

رنگ: شکل ۱ نشان داد با گذشت زمان میزان رنگ گیاهان

جدول ۳- تجزیه واریانس میزان تراکم، میزان رنگ و رشد تجمعی علف گندمی بیابانی در تیمارهای مختلف

میانگین مربعات (MS)			میانگین مربعات (MS)			
رشد تجمعی	رنگ	درجه آزادی	منبع تغییرات	تراکم	درجه آزادی	منبع تغییرات
۲/۱۹	۰/۰۴۶۵	۲	بلوک	۰/۱۰۳۶	۲	بلوک
۱۸۲۸/۵۱ **	۱۲/۵۸ **	۳	تیمار	۱۱/۴۳۱ **	۳	تیمار
۲/۶۸	۰/۱۴۰۵	۶	بلوک * تیمار	۰/۳۲۸۱	۶	بلوک * تیمار
۲۸۶۲/۵۷ **	۱/۹۱ **	۴	زمان	۱/۷۲۶ **	۲	زمان
۹۱/۰۷ **	۰/۴۴ **	۱۲	تیمار * زمان	۰/۱۱۰ **	۶	تیمار * زمان
۰/۲۲	۰/۰۶۷۶	۳۲	خطا	۰/۰۱۲۸	۱۶	خطا
--	--	۵۹	کل	--	۳۵	کل

ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار، * اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪، ** اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪

جدول ۴- تجزیه واریانس تاثیر مواد نفتی موجود در خاک بر میزان کلروفیل a، b و کل، پرولین و محتوی نسبی آب علف گندمی بیابانی

میانگین مربعات (MS)					درجه آزادی	منبع تغییرات
محتوی نسبی آب	پرولین	کلروفیل کل	کلروفیل b	کلروفیل a		
۰/۱۸۹	۰/۰۳۶	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۲	بلوک
۲۲/۵۲ **	۱۱۵/۷ **	۰/۷۴ **	۰/۰۹ **	۰/۳۱ **	۳	تیمار
۱/۸۶۲	۰/۰۷۵	۰/۰۰۵	۰/۰۰۰	۰/۰۰۲	۶	خطا
--	--	--	--	--	۱۱	کل

ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار، * اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪، ** اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪

جدول ۵- اثر متقابل درصد مواد نفتی خاک و زمان بر میزان تراکم علف گندمی بیابانی

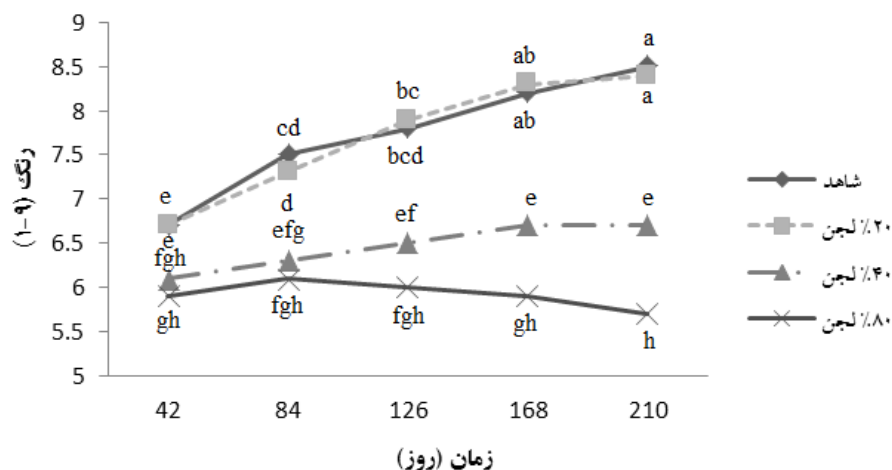
تراکم (۱-۹)				درصد لجن نفتی خاک
میانگین	روز ۲۱۰	روز ۱۴۰	روز ۷۰	
۷/۶۳ ^A	۷/۹۰ ^a	۷/۶۰ ^b	۷/۴۰ ^{c*}	شاهد (۰)
۷/۳۶ ^A	۸/۰۳ ^a	۷/۳۳ ^c	۶/۷۳ ^d	۲۰
۶/۴۷ ^B	۶/۸۰ ^d	۶/۵۳ ^e	۶/۱۰ ^f	۴۰
۵/۱۳ ^C	۵/۳۶ ^g	۵/۲۰ ^g	۴/۸۳ ^h	۸۰
--	۷/۰۲ ^A	۶/۶۶ ^B	۶/۲۶ ^C	میانگین

در هر ستون میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

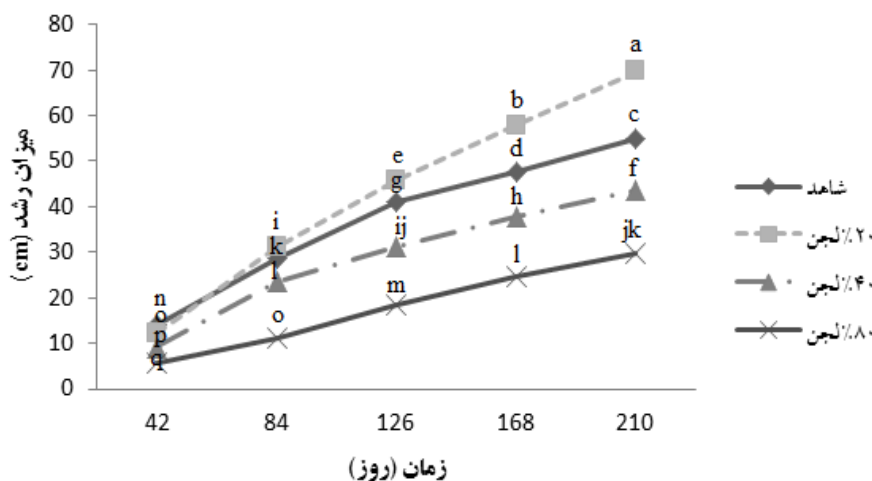
بطوریکه میزان کلروفیل کل در تیمارهای ۴۰٪ و ۸۰٪ به ترتیب ۲۶/۸۷٪ و ۳۷/۹۴٪ کمتر از تیمار شاهد بود.

مطالعات انجام شده توسط Barrutia و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که پس از ۲ ماه رشد در خاک‌های آلوده به مواد نفتی،

گیاهان تیمارهای مختلف در جدول ۶ آمده است. اعداد نشان می‌دهند که تفاوت معنی‌داری میان میزان کلروفیل تیمارهای شاهد و ۲۰٪ لجن وجود نداشت، اما با افزایش میزان آلودگی خاک، میزان کلروفیل گیاهان به طور معنی‌داری کاهش یافت؛



شکل ۱- اثر میزان لجن نفتی موجود در خاک بر روند تغییرات رنگ علف گندمی بیابانی



شکل ۲- اثر میزان لجن نفتی موجود در خاک بر روند تغییرات رشد علف گندمی بیابانی

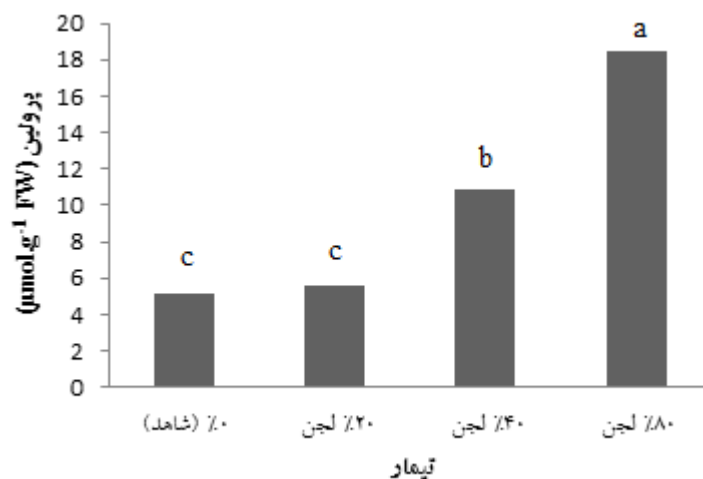
نداشتند. با افزایش میزان مواد نفتی موجود در خاک، میزان پرولین گیاه نیز به طور معنی داری افزایش یافت؛ بطوریکه میزان پرولین گیاهان رشد یافته در تیمار ۰.۴٪ و ۰.۸٪ لجن، به ترتیب ۲/۱۱ و ۳/۵۷ برابر تیمار شاهد بود.

گیاهان باقلا (*Vicia faba*) رشد یافته در خاک‌های آلوده به هیدروکربن، سطوح بالای پرولین را در خود تجمع دادند (Malallah et al., 1996). پرولین را می‌توان به عنوان یک آنتی‌اکسیدان غیرآنزیمی دانست که باعث حذف رادیکال‌های آزاد اکسیژن می‌شود. همچنین پرولین مانند یک آنتی‌اکسیدان قوی این توانایی را دارد که از مرگ یاخته‌ها در برابر تنش‌های محیطی جلوگیری کند (Chen and Dickman, 2005).

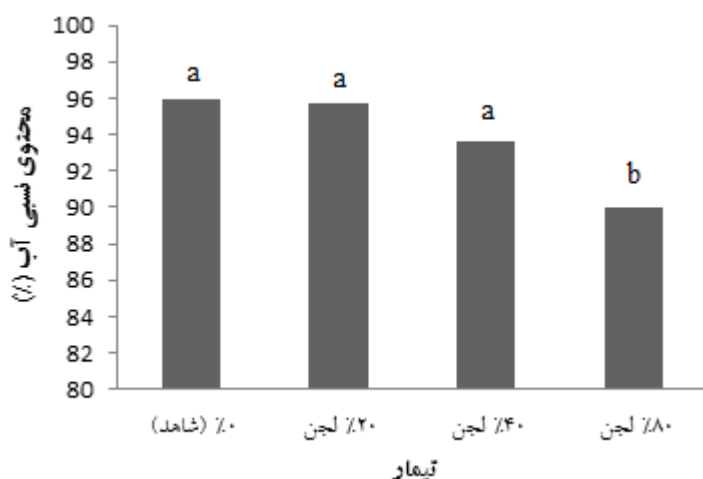
محتوی نسبی آب: شکل ۴ اثر میزان لجن نفتی موجود در

میزان رنگدانه‌های فتوسنتزی (کلروفیل و کاروتنوئید) گیاه شبدر سفید (*Trifolium repens*) به طور معنی داری کاهش پیدا کردند؛ اما در مورد گیاه لولیم (*Lolium perenne*) هیچ تفاوت معنی داری میان گیاهان رشد یافته در خاک‌های آلوده و غیرآلوده از این نظر دیده نشد. در بررسی پاسخ‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاه برنج به دو هیدروکربن فنانتین و پیرین، Li و همکاران (۲۰۰۸) مشاهده کردند که سطح بالای آلودگی منجر به کاهش ۲۹ درصدی در محتوای کلروفیل شد.

پرولین: شکل ۳ اثر میزان لجن نفتی موجود در خاک بر میزان پرولین چمن را نشان می‌دهد. میزان پرولین تولید شده توسط گیاه در تیمار شاهد و ۲۰٪ تفاوت معنی داری با یکدیگر



شکل ۳- اثر میزان لجن نفتی موجود در خاک بر میزان پرویلین علف گندمی بیابانی



شکل ۴- اثر میزان لجن نفتی موجود در خاک بر محتوی نسبی آب علف گندمی بیابانی

گیاهان مهم است که بتوانند تحت شرایط تنش محتوی آب کافی در بافت‌های خود حفظ کنند (Li et al., 2008). محتوی نسبی آب بالاتر می‌تواند موجب حفظ هدایت روزنه‌ای و در نتیجه تعرق و فتوسنتز بالاتر گیاه گردد (Medrano et al., 2002).

نتیجه‌گیری:

نتایج نشان داد گیاه علف گندمی بیابانی قدرت مناسبی برای جوانه‌زنی در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی دارد، به نحوی که می‌تواند در میزان آلودگی نسبتاً بالا (۴۰٪ لجن) نیز درصد جوانه‌زنی خود را به میزان ۸۰٪ حفظ کند. در مرحله

خاک بر محتوی نسبی آب علف گندمی بیابانی را نشان می‌دهد. افزایش میزان لجن نفتی خاک تا سطح ۴۰٪ موجب کاهش محتوی نسبی آب چمن شد، اما تاثیر آن معنی‌دار نبود؛ درحالی‌که مقدار نسبی آب برگ گیاهان تیمار ۸۰٪، به طور معنی‌داری نسبت به سایر تیمارها کاهش پیدا کرد.

مشاهدات Li و همکاران (۲۰۰۸) بیانگر کاهش محتوی آب گیاه در تمام سطوح آلودگی در مقایسه با تیمار شاهد بود. نتایج این تحقیق وجود همبستگی منفی میان محتوی آب در بافت برنج و سطوح تنش نفتی را نشان داد. محتوی نسبی آب برگ پارامتری است که به طور گسترده برای تعیین وضعیت آب درونی مورد استفاده قرار می‌گیرد (McCann, 2008). برای

توان از این گیاه جهت ایجاد فضای سبز در مناطق با آلودگی کم استفاده کرد.

تشکر و سپاسگزاری:

بدین وسیله از شرکت ملی پالایش و پخش فرآورده‌های نفتی ایران که حامی و پشتیبان پروژه بوده است صمیمانه تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع:

- احمدی، ص.، بصیری، م. و اعتمادی، ن. (۱۳۹۱) مقایسه تحمل به خشکی پنج گونه، رقم و جمعیت چمن برای استفاده در فضای سبز. مجله علوم و فنون باغبانی ایران ۱۳: ۳۹۱-۴۰۲.
- اسماعیلی شریف، م. (۱۳۸۷) جمع آوری، شناسایی و تعیین مراحل فنولوژیک تعدادی از گیاهان بومی علفی عرصه های منابع طبیعی به منظور استفاده در فضای سبز شهر اصفهان، گزارش طرح تحقیقاتی سازمان پارک‌ها و فضای سبز اصفهان.
- بی‌نام (۱۳۷۶) بررسی ژنتیکی گونه‌های آگروپایرون به منظور اصلاح آنها از طریق تلاقی بین واریته‌ای و بین گونه‌ای به منظور دستیابی به توانایی‌های موجود در آنها، وزارت جهاد کشاورزی، معاونت آموزش و تحقیقات.
- Adam, G. and Duncan, H. (2002) Influence of diesel fuel on seed germination. *Environmental Pollution* 120:363-370.
- Afzal, M., Yousaf, S., Reichenauer, T. G., Kuffner, M. and Sessitsch, A. (2011) Soil type affects plant colonization, activity and catabolic gene expression of inoculated bacterial strains during phytoremediation of diesel. *Journal of Hazardous Material* 186:1568-1575.
- Andria, V., Reichenauer, T. G. and Sessitsch, A. (2009) Expression of alkane monooxygenase (*alkB*) genes by plant-associated bacteria in the rhizosphere and endosphere of Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) grown in diesel contaminated soil. *Environmental Pollution* 157: 3347-3350.
- Antonsiewicz, D. M., Escude-Duran, C., Wierzbowska, E. and Sklodowska, A. (2008) Indigenous plant species with potential for the phytoremediation of arsenic and metal contaminated soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 19:197-210.
- Atagana, H. I. (2011) The Potential of *Chromolaena Odorata* (L) to decontaminate used engine oil impacted soil under greenhouse conditions. *International Journal of Phytoremediation* 13:627-641.
- Baker, J. M. (1970) The effect of oil on plants. *Environmental Pollution* 1:27-44.
- Barrutia, O., Garbisu, C., Epelde, L., Sampedro, M. C., Goicolea, M. A. and Becerril, J. M. (2011) Plant tolerance to diesel minimizes its impact on soil microbial characteristics during rhizoremediation of diesel-contaminated soils. *Science of the Total Environment* 409:4087-4093.
- Bates, L. S., Waldren, R. P. and Teare, I. D. (1973) Rapid determination of free proline for water stress studies. *Plant and Soil* 39:205-207.
- Beard, J. B. (1973) *Turfgrass: Science and culture*. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, N.J.
- Beard, J. B. and Sifers, S. I. (1997) Genetic diversity in dehydration avoidance and drought resistance within the *Cynodon* and *Zoysia* species. *International Turfgrass Society Research Journal* 8:603-610.
- Bossert, I. and Bartha, R. (1985) Plant growth in soils with a history of oily sludge disposal. *Soil Science* 140:75-77.
- Camberato, J. and Mccarty, B. (1999) Irrigation water quality: part I. Salinity. *South Carolina Turfgrass Foundation New* 6:6-8.
- Chaineau, C. H., Morel, J. L. and Oudot, J. (1997) Phytotoxicity and plant uptake of fuel oil hydrocarbons. *Journal of Environmental Quality* 26:1478-1483.
- Cheema, S. A., Khan, M. I., Shen, C., Tang, X., Farooq, M., Chen, L., Zhang, C. and Chen, Y. (2010) Degradation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by single and combined plants cultivation. *Journal of Hazardous Material* 177:384-389.
- Cheema, S. A., Khan, M. I., Tang, X., Zhang, C., Shen, C., Malik, Z., Ali, S., Yang, J., Shen, K., Chen, X. and Chen, Y. (2009) Enhancement of phenanthrene and pyrene degradation in rhizosphere of tall fescue (*Festuca arundinacea*). *Journal of Hazardous Material* 166:1226-1231.

- Lichtenthaler, H. K. (1987) Chlorophylls and carotenoids, the pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology* 148:350-382.
- Malallah, G., Afzal, M., Gulshan, S., Abraham, D., Kurian, M. and Dhami, M. S. I. (1996) *Vicia faba* as a bioindicator of oil pollution. *Environmental Pollution* 92:213-217.
- Maquirw, I. D. (1962) Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science* 2:176-177.
- Marschner, H. (1995) *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd Ed, Academic Press, London.
- McCann, S. E. (2008) Water use and summer stress tolerance mechanisms for creeping bentgrass and kentucky bluegrass. Ph.D. thesis, The state university of New Jersey. New Brunswick, New Jersey.
- Medrano, H., Escalona, J. M., Bota, J., Gulias, J. and Flexas, J. (2002) Regulation of photosynthesis of C3 plants in response to progressive drought: Stomatal conductance as a reference parameter. *Annals of Botany* 89:895-905.
- Merkel, N., Schultze-Kraft, R. and Infante, C. (2004) Phytoremediation in the tropics – the effect of crude oil on the growth on tropical plants. *Bioremediation Journal* 8:177-184.
- Merkel, N., Schultze-Kraft, R. and Infante, C. (2005a) Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 165:195-209.
- Merkel, N., Schultze-Kraft, R. and Arias, M. (2005b) Influence of fertilizer levels on phytoremediation of crude oil-contaminated soils with the tropical pasture grass *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. *International Journal of Phytoremediation* 7:217-230.
- Morley, C. P., Mainwaring, K. A., Doerr, S. H., Douglas, P., Llewellyn, C. T. and Dekker, L. W. (2005) Organic compounds at different depths in a sandy soil and their role in water repellency. *Australian Journal of Soil Research* 43:239-249.
- Muratova A. Y., Dmitrieva, T. V., Panchenko, L. V. and Turkorskaya, O. V. (2008) Phytoremediation of oil-sludge-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation* 10:468-502.
- Naidoo, G. (2010) Responses of the mangroves *Avicennia marina* and *Bruguiera gymnorrhiza* to oil contamination. *Flora*. 205:356-361.
- National Turfgrass Evaluation Program NTEP. (1999) National bermudagrass test (1997) NTEP Progress Rep: No 004, USDA. Beltsville, MD.
- Pena-Castro, J. M., Barrera-Figueroa, E. B., Fernández-Linares, L. and Ruizmedrano, R. (2006) Isolation and identification of up-regulated genes in bermudagrass roots (*Cynodon dactylon* L.) grown under petroleum hydrocarbon stress. *Plant Science* 170:724-731.
- Chen, C. and Dickman, M. B. (2005) Proline suppresses apoptosis in the fungal pathogen *Colletrichum trifolii*. *PNAS* 102:3459-3464.
- Cherki, G. H., Foursy, A. and Fares, K. (2002) Effects of salt stress on growth inorganic ions and proline accumulation in relation to osmotic adjustment in five sugar beet cultivars. *Environmental and Experimental Botany* 47:39-50.
- Daniel, G. O., Loren, S. T. J., Kevin, D. R. and Jensen, K. B. (2001) Crested Wheatgrass (*Agropyron cristatum*) and *Agropyron desertorum* accessions. *Canadian Journal of Plant Science* 70:707-716.
- De Jong, E. 1980. The effect of a crude oil spill on cereals. *Environmental Pollution* 22:187-196.
- Dibble, J. T. and Bartha, R. (1979) Rehabilitation of oil-inundated agricultural land: a case history. *Soil Science* 128:56-60.
- Dindal, D. L. (1990) *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York.
- Dominguez-Rosado, E. and Pichtel, J. (2004) Phytoremediation of soil contaminated with used motor oil: II. Greenhouse studies. *Environmental Engineering Science* 21:169-180.
- Euliss, K., Ho, C. H., Schwab, A. P., Rock, S. and Banks, M. K. (2008) Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone. *Bioresource Technology* 99:1961-1971.
- Gaskin, S., Soole, K. and Bentham, R. (2008) Screening of Australian Native Grasses for Rhizoremediation of Aliphatic Hydrocarbon-Contaminated Soil. *International Journal of Phytoremediation* 10:378-389.
- Gerhardt, K. E., Huang, X. D., Glick, B. R. and Greenberg, B. M. 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science* 176:20-30.
- Hall, J., Soole, K. and Bentham, R. (2011) Hydrocarbon Phytoremediation in the Family *Fabacea* - A Review. *International Journal of Phytoremediation* 13: 317-332.
- Hartmann, H. T., Kester, D. E., Davies, F. T. and Geneve, R. L. (2002) *Plant Propagation: Principles and Practices*. Prentice Hall, New Jersey.
- Henner, P., Schiavon, M., Druelle, V. and Lichtfouse, E. (1999) Phytotoxicity of ancient gaswork soils: Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination. *Organic Geochemistry* 30:963-969.
- Inckot, R. C., Santos, G. d. O., de Souza, L. A. and Bona, C. (2011) Germination and development of *Mimosa pilulifera* in petroleum-contaminated soil and bioremediated soil. *Flora*. 206:261-266.
- Li, J. H., Gao, Y., Wu, S. C., Cheung, K. C., Wang, X. R. and Wong, M. H. (2008) Physiological and Biochemical Responses of Rice (*Oryza Sativa* L.) to Phenanthrene and Pyrene. *International Journal of Phytoremediation* 10:106-118.

- dibenzofuran-contaminated soil. *Journal of Hazardous Material* 168:760-764.
- Wang, Z., Huang, B. and Xu, Q. (2003) Genotypic variation in abscisic acid accumulation, water relations, and gas exchange for Kentucky bluegrass exposed to drought stress. *Hort Science* 128:349-355.
- Wenzel, W. W. (2009) Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant and Soil* 321:385-408.
- White Jr., P. M., Wolf, D. C., Thoma, G. J. and Reynolds, C. M. (2006) Phytoremediation of alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons in a crude oil-contaminated soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 169:207-220.
- Yeung, P. Y., Johnson, R. L. and Xu, J. G. (1997) Biodegradation of petroleum hydrocarbons in soil as affected by heating and forced aeration. *Journal of Environmental Quality* 26: 1511-1516.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. and Ma, L. Q. (2006) Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368:456-464.
- Zhang, X., Liu, X., Liu, S., Liu, F., Chen, L., Xu, G., Zhong, C. L., Su, P. C. and Cao, Z. (2011) Responses of *Scirpus triqueter*, soil enzymes and microbial community during phytoremediation of pyrene contaminated soil in simulated wetland. *Journal of Hazardous Material* 193:45-51.
- Zhang, Z., Zhou, Q., Peng, S. and Cai, Z. (2010) Remediation of petroleum contaminated soils by joint action of *Pharbitis nil* L. and its microbial community. *Science of the Total Environment* 408: 5600-5605.
- Pezeshki, S. R., Hester, M. W., Lin, Q. and Nyman, J. A. (2000) The effects of oil spill and clean-up on dominant US gulf coast marsh macrophytes: a review. *Environmental Pollution* 108:129-139.
- Pichtel, J. and Liskanen, P. (2001) Degradation of diesel fuel in rhizosphere soil. *Environmental Engineering Science* 18:145-157.
- Reynoso-Cuevas, L., Gallegos-Martinez, M. E., Cruz-Sosa, F. and Gutierrez-Rojas, M. (2008) In vitro evaluation of germination and growth of five plant species on medium supplemented with hydrocarbons associated with contaminated soils. *Bioresource Technology* 99:6379-6385.
- Robinson, S. L., Novak, J. T., Widdowson, M. A., Crosswell, S. B. and Fetterolf, G. J. (2003) Field and laboratory evaluation of the impact of tall fescue on polyaromatic hydrocarbon degradation in an aged creosote-contaminated surface soil. *Journal of Environmental Engineering* 129: 232-240.
- Rogers, H. B., Beyrouthy, C. A., Nichols, T. D., Wolf, D. C. and Reynolds, C. M. (1996) Selection of cold-tolerant plants for growth in soils contaminated with organics. *Journal of Soil Contamination* 5:171-186.
- Taiz, L. and Zeiger, E. (1998) *Plant Physiology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Terje, K. (1984) Effects of oil pollution on the germination and vegetative growth of five species of vascular plant. *Oil and Petrochemical Pollution* 2:25-30.
- Udo, E. J. and Fayemi, A. A. A. (1975) The effect of oil pollution of soil on germination, growth and nutrient uptake of corn. *Journal of Environmental Quality* 4:537-540.
- Wang, Y. and Oyaizu, H. (2009) Evaluation of the phytoremediation potential of four plant species for