The Role of Effective Factors on Radionuclides Behavior in Pollutted Soil

Hosseini, A. Academic Member, Zahedan University of Medical Siences

Abstract

Following Chernobile accident in 1986, many radionuclides with long half life released to environment. It caused to attract interesting scientist to do research on radioisotop behavior in soil - plant system. For predicting the presence of radioisotopes in food chain and eventually hygiene effects on human when radionuclides are deposited or during accidents, it is necessary the behavior of radionuclides be understood so that to achieve the control methods.

The research show that chemico - biological behavior of radionuclides in the soil is affected by physico - chemical factors of the radionuclides and its environment. For example the radionuclides sources has an important role during transmission and precipitation due to their physico - chemical changes. The impenetration of radionuclides also is related to ionic exchanges reactions and precipitation and repenetration due to combining and being solution in environmennnt. Soil management and environmental changes under specific environmental conditions is also effective on radionuclides penetration and cause some changes on radionuclides reaction and transportation in the soil.

However it is necessary applied appropriate methods which are base on understanding the physico - chemical and biological characteristic of soil.

نقش عوامل مؤثر بر رفتار رادیونوکلیدها در خاک‌های آلوده به مواد رادیو اکتیو

سید عباس حسینی *

چکیده

به منظور دست‌یابی به عوامل مؤثر بر رفتار رادیونوکلیدهای مختلف در محیط جهت پیشگویی‌ها، این مقاله بر اساس نتایج موجود از مطالعات انجام گرفته در زمینه رادیونوکلیدها و محیط نوشته شده است.

نتایج مطالعات نشان داده که رفتار زیست خاکی شیمیایی رادیونوکلیدها تحت تأثیر عوامل فیزیکی شیمیایی خود عناصر و محیط می‌باشد. از جمله این که منبع رادیونوکلیدها به لحاظ تغییراتی که در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها در جریان انتقال و ته‌نشینی اتفاق می‌افتد نقش مهمی دارد. به همین جهت نفوذناپذیری رادیونوکلیدها به دلایلی مثل واکنش‌های مبادله یونی و ترسیب و نفوذپذیری مجدد بر اثر عمل ترکیب و حل شدن در محیط مربوط می‌باشد. مدیریت خاک و تغییرات محیطی تحت شرایط موجود نیز مؤثر است به طوری که منجر به تغییراتی در برخوردهای رادیونوکلیدها در محیط خاک شده و بنابراین سبب تغییر در حرکت آنها در محیط می‌شود.

به هر حال عوامل بسیار زیادی در روی رفتار رادیونوکلیدها و محیط مؤثر است که به سختی می‌توان عامل غالبی را ذکر نمود و لازمست مطالعات بیشتری روی فرایندهای مختلف و برخوردهای متفاوت که در خاک رخ می‌دهد صورت پذیرد تا بتوان به کمک چنین دانشی چگونگی و نتیجه حاصله در برخورد رادیونوکلیدها با خاک را با اطمینان پیشگویی کرد.

مقدمه

در آوریل ۱۹۸۶ حادثه‌ای در چرنوبیل اتفاق افتاد که منجر به آزاد شدن رادیونوکلیدهایی با نیمه عمر بالا به محیط شد. این حادثه هشداری بود برای کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه تا بیش از پیش نسبت به آلوده شدن منابع حیاتی به رادیونوکلیدها در شرایط حادثه توجه نموده و قبلاً با پیش‌بینی‌های لازم برنامه‌ریزی را انجام دهند و نیز انگیزه‌ای شد تا علاقه دانشمندان نسبت به تحقیق در مورد رفتار چنین رادیوایزوتوپ‌هایی در سیستم خاک -گیاه را به خود جلب نماید. لازمه پیش‌بینی حضور رادیوایزوتوپ‌ها در زنجیره غذایی و بالاخره اثرات بهداشتی آنها بر انسان در شرایط نزول رادیونوکلید و یا در مواقع حادثه، ادراک رفتار رادیوایزوتوپ‌ها ضروری است که پیشگویی سرنوشت رادیونوکلیدها در خاک انجام شود. لازمه این کار پیش‌بینی رفتار رادیونوکلیدها در زنجیره غذایی و سطح اکوسیستم است. بیشتر جنبه‌های مدل‌سازی دینامیک رادیونوکلیدها در خاک بر اساس روش تجربی ضعیفی استوار است یعنی به اندازه گیری ضریب توزیع جامد - مایع (K) و عوامل انتقالی بین خاک و گیاه ارتباط دارد. در مجموع مقادیر چنین ضرایبی تحت شرایط آزمایشگاهی به دست می‌آید که ارزش چندانی نداشته و لازم است در میدان عمل چنین ضرایبی به دست آورده شود تا بتوان بر اساس

* - عضو هیأت علمی دانشگاه علوم پزشکی زاهدان

خصوصیات خاک که در آزمایشگاه [۶] قابل اندازه گیری است، پیشگویی‌ها را به سهولت و با اعتماد بیشتری در میدان عمل انجام داد. بنابراین آنچه مورد توجه قرار می‌گیرد ارائه نتایج در مورد مطالعاتی پیرامون عوامل مؤثر بر رفتار رادیونوکلیدها در محیط است که توسط محققین ذیربط انجام گرفته و به بحث در مورد آنها می‌پردازیم.

۱- حرکت رادیونوکلیدها در خاک

حرکت رادیونوکلیدهای آلوده کننده در خاک به ایزوتوپ‌های در برگیرنده و غلظت آنها و طبیعت فیزیکی شیمیایی خاک پذیرنده بستگی دارد. از بین رادیوایزوتوپ‌ها سزیم - ۱۳۷ و استرنسیم - ۹۰ بعد از حادثه چرنوبیل علاقه دانشمندان در جهت پژوهش را به خود جلب نمود. سزیم -۱۳۷ یک تابش کننده بتا و گاماست که نیمه عمری ۳۰ ساله دارد. سزیم - ۱۳۴ نیز در نتیجه حادثه چرنوبیل آزاد شد که نیمه عمر خیلی کمتری یعنی ۲ ساله دارد. استرنسیم - ۹۰ تابش کننده بتاست که دارای نیمه عمر ۲۸ ساله است. هر دو رادیونوکلید سزیم - ۱۳۷ و استرنسیم - ۹۰ حاصل واکنش‌های انفجار هسته‌ای هستند و بنابراین به طور منظم در نتیجه آزمایش سلاح‌های هسته‌ای، نیروگاه‌های هسته‌ای و بازپروری سوخت هسته‌ای [۹] در محیط رها می‌شوند. در آوریل ۱۹۸۶ روی هم رفته حجم زیادی از این دو رادیونوکلید و سایر رادیونوکلیدها در جریان رویداد حادثه راکتور در چرنوبیل پدید آمد. در قسمت‌هایی از انگلستان بیش از ۲۰۰ کیلو بکرل بر مترمربع از رادیونوکلیدها که قسمت اعظمی از آن از نوع سزیم - ۱۳۷ و استرنسیم - ۹۰ شامل می‌شدند نزول کرد [۵].

سزیم - ۱۳۷ از نوع کاتیون قلیایی یک ظرفیتی است و با وجود این که شعاع اتمی آن نسبتاً بیشتر از پتاسیم است رفتاری مشابه پتاسیم در سیستم خاک یاگیاه دارد. استرنسیم - ۹۰ کاتیون دو ظرفیتی است و رفتارش به عنصر کلسیم شباهت دارد. حرکت این رادیونوکلیدها در خاک به ظرفیت مبادله کاتیونی، ترکیب بازی یا اشباع محل‌های مبادله کاتیون و بارالکتریکی و شعاع یون هیدراته رادیونوکلید ارتباط دارد. بنابراین رادیونوکلیدهای دو ظرفیتی مثل استرنسیم تمایل دارند تا در محل‌های مبادله محکم‌تر از رادیونوکلیدهای یک ظرفیتی مثل سزیم قرار بگیرند.

بیشتر نزولات رادیونوکلیدی ناشی از حادثه چرنوبیل در مناطق کوهپایه‌ای انگلستان که درصد بالایی از خاک‌های پیت (آلی) دارا می‌باشند به وقوع پیوست. این گونه خاک‌ها دارای ظرفیت مبادله یونی خیلی زیاد که غالباً بیش از ۱۰۰ میلی‌اکی والان در ۱۰۰ گرم و به طور کلی دارای خاصیت اشباع بازی پایین، بوده و تمایل دارند تا مبادله بین پروتون‌ها و رادیونوکلیدها به خصوص رادیونوکلید استرنسیم - ۹۰ را انجام دهند. مطالعات در مناطقی که خاک‌های جنگلی آلی دارند [۴] نشان داده که سزیم ۱۳۷ که بایستی نسبت به استرنسیم - ۹۰ با قدرت کمتری جذب شود در لایه‌های رویی خاک در عمقی به نام عمق نیمه جذب که در آن بیش از نیمی از رادیوایزوتوپ باقی می‌ماند، بعد از تقریباً ۶ ماه در حدود ۳ سانتی‌متری به وضع کاملاً محکمی قرار می‌گیرد. ورودی‌های کاتیون‌های رقیب تمایل دارند تا مانع حرکت رادیونوکلیدها شوند و آنها را برای جذب بیولوژیکی و چرخش پس دهند. ورودی‌های آمونیم ناشی از فضولات حیوانی و ورودی‌های کلسیم ناشی از آهک زدن به طور مثال تمایل دارند تا رادیونوکلیدها به خصوص سزیم - ۱۳۷ را از محل‌های مبادله‌شان دور سازند. هر دو مورد فوق‌الذکر مربوط به ورودی کاتیون‌های رقیب در اثر فعالیت‌های کشاورزی به طور متداول ناشی می‌شوند و نقش اصلی را در دینامیک رادیونوکلید خاک‌های قابل کشت و مراتع برای چرای دام در بر دارند. البته در مورد مزارع قابل کشت مزاحمت‌های فیزیکی خاک در طی فرایندهایی مثل عملیات شخم‌زدن اثر بیشتری در حرکت رادیونوکلید در پروفیل خاک دارد.

در خاک‌های پیت و سایر خاک‌هایی که ظرفیت مبادله کاتیونی به طور غالب منشأ آلی دارد، رادیونوکلیدها به صورت ترکیبات متصله آلی غیر قابل حل و به طور ساده توسط بار الکتریکی در جای خود منعقد خواهند شد. در خاک‌های با مواد معدنی بیشتر که ظرفیت مبادله یونی پایه رسی دارد، رادیونوکلیدها فقط توسط بار الکتریکی در محل خود منعقد خواهند شد. روی هم رفته خاک‌های رسی می‌توانند

رادیونوکلیدها به خصوص سزیم با قدرت بیشتری نگهدارند. زیرا سزیم در شبکه کریستالی خاک رس به دام می‌افتد و مانع از مبادله یونی بعدی با محلول خاک می‌شود. چنین حالت تثبیت شدن داخل شبکه‌ای به خصوص در موارد معدنی مثل رس ایلیتیک[1] و میکا[2] و بیوتیت[3] و ورمیکولیت‌ها[4] و مونت موری لونیت‌ها[5] کمتر مؤثر واقع می‌شود.

۲-گردش رادیونوکلیدها توسط بیوتای خاک

۲-الف: گیاهان

رادیونوکلیدهای سزیم و استرنسیم که مشابه پتاسیم و کلسیم عمل می‌کنند تا حد زیادی بیواکتیو هستند و به سهولت توسط ترکیبات بیوتای خاک جذب می‌شوند به خصوص چنانچه توسط چنین مواد غذایی محدود شوند. به نظر می‌رسد جذب در خاک پیت بیشتر از خاک معدنی باشد زیرا محل‌های مبادله در خاک‌های پیت بیشتر در معرض تماس واقع می‌شوند. جذب در خاک‌هایی که محتوای رس آن رو به ازدیاد است کم می‌شود. چون ظرفیت تثبیت رادیونوکلیدها در خاک رس زیاد می‌شود.

در کوهپایه‌های انگلستان که بیشتر نزولات چرنوبیل وجود دارد رشد گیاهان مور در روی خاک‌های اسیدی به طور گسترده وجود دارد. خاک‌های پیت به پتاسیم واکنش نشان می‌دهند و بر همین اساس رادیونوکلیدهایی که مشابه پتاسیم هستند مثل سزیم و روبیدیم به سهولت توسط گونه‌های گیاه مور جذب می‌شوند.

حتی انواع گیاهان که در مقابل پتاسیم واکنشی ندارند، آن را به عنوان مواد غذایی غیر اصلی نیاز داشته و تا حد قابل توجهی رادیونوکلیدهای مشابه را جذب خواهند نمود. سزیم - ۱۳۷ به طور مثال بعد از چهار ماه از حادثه چرنوبیل [۱۴] در گیاهان مرتعی در ناحیه شمالی اسکاتلند در ترازهایی از ۱۰ تا ۲۰ بکرل در کیلوگرم وجود دارد. عوامل انتقال دهنده (که بر می‌گردد به نسبت اکتیویته ویژه رادیونوکلید در گیاه به اکتیویته ویژه آن رادیونوکلید در خاک - هر دو اکتیویته معمولاً بر حسب بکرل در کیلوگرم اندازه گیری می‌شوند) برای سزیم بین ۵-۱/۵ احتمالاً برای مراتع در کوهپایه‌های اصلاح نشده بعد از حادثه چرنوبیل می‌باشند [۱۲].

همانند جذب گیاه در رابطه با مواد غذایی خاک، جذب و انتقال و از این رو رها شدن به زنجیره غذایی روی زمین در مورد رادیونوکلیدها یک چیز فصلی است که در فصل بهار و هم‌چنین در اوایل تابستان بیشترین مقدار می‌باشد. البته جذب به گونه‌های گیاهی و به متغیرهای دیگر گیاه به خصوص مرحله رشد گیاه بستگی دارد [۱].

به دلیل اکتیویته بالای رادیونوکلیدهایی مثل سزیم و استرنسیم، ریشه‌های گیاه یقیناً معبری اصلی برای حرکت رادیونوکلید در پروفیل خاک آماده می‌سازند. جذب، انتقال و بعد تجزیه در ریشه یا بازیابی در ریشه یک گردش سهل رادیونوکلیدها در عمق ریشه دوانیدن در بیشتر خاک‌ها را مطمئن می‌سازد. چون عمق ریشه دواندن از داخل پروفیل خاک در خلال فصل رشد تغییر می‌کند، بنابراین منطقه گردش رادیونوکلیدها نیز تغییر خواهد نمود. این که رادیونوکلیدها با چه استحکامی در سیستم خاک و گیاه گردش می‌کنند، تا حد زیادی به چگونگی نگهدارنده کاتیون خاک بر حسب مبادله یا اتصال روی سیستم خود ریشه بستگی دارد. سیستم‌های ریشه متراکم مثل زمین چمن تمایل دارند تا به خصوص در محیط گردش رادیونوکلید مؤثر باشند.

دوره‌ای که گردش رادیونوکلید در سیستم گیاه یا خاک طول می‌کشد به عوامل زیادی به خصوص نوع خاک بستگی دارد. خاک‌های پیت که در آن‌ها رها شدن رادیونوکلیدها از محل‌های مبادله نسبت به بسیاری خاک‌های رسی سهل‌تر انجام می‌پذیرد ممکن است محل گردشی فعالی را برای چندین سال بعد از نزول اولیه رادیونوکلید داشته باشند. تحقیقات نشان داده که جذب و گردش سزیم ۱۳۷ به مدت ۲۰ سال بعد از نزول در خاک‌های زمین‌های بایر ادامه داشته است [۳].

گردش رادیونوکلیدها توسط گیاهان تا حد زیادی به شرایط آب و هوایی که تحت آن شرایط گیاهان رشد می‌کنند وابسته است. به طور مثال گیاهان در ارتفاعات بلندتر نسبت به مناطقی با ارتفاعات کم تمایل بیشتری برای جذب

1- Illitic
2- Mica
3- Biotite
4- Vermiculite
5- Mountmorilunite

رادیونوکلیدها دارند. این مورد به احتمال زیاد بیشتر به میزان بارندگی در محیط و روبرویی گیاه با بارندگی بستگی دارد و به فیزیولوژی گیاه بستگی چندانی ندارد.

در علوفه‌هایی که توسط حیوانات بزرگتر چرا می‌شوند قسمتی از رادیونوکلیدهای موجود توسط حیوان حفظ می‌شود، اما حجم زیادی به صورت فضولات حیوانی به خاک بر می‌گردد. تجزیه سریع این گونه فضولات گردش رادیونوکلیدها را در سیستم خاک یا گیاه آسان‌تر می‌نماید.

به دلیل میزان زیاد جذب رادیونوکلید توسط بعضی گیاهان، رشد و جدا شدن قسمت‌های روی خاک چنین گیاهانی به طور بالقوه به عنوان قسمتی از آلاینده‌های خاک آلوده شده بعد از نزول رادیونوکلید محسوب می‌شود.

۲-ب: میکوریزه‌ها

عفونت قارچی میکوریزه به خصوص نوع V.A.M می‌تواند جذب فلز توسط گیاه را تحریک کند. در خاک‌هایی که فسفر و فلزات مورد سؤال به طور پراکنده وجود دارند، عفونت توسط V.A.M می‌تواند جذب توسط گیاه را تا حد زیادی نسبت به عناصر فرعی و نایاب [۱۰] شتاب دهد. مثلاً کلسیم [۱۵] پتاسیم [۲] جذب استرنسیم - ۹۰ که مشابه کلسیم به عنوان ردیاب است توسط عفونت V.A.M شتاب می‌یابد [۲]. بنابراین دلیل کیفی خیلی قوی وجود دارد که عفونت V.A.M و احتمالاً اکتومایکورنرا جذب گیاه و گردش رادیونوکلیدها (به خصوص سزیم و استرنسیم اگر آنها در اکوسیستم در اثر آزاد شدن ته‌نشین کنند) شتاب می‌دهد. بر همین اساس در خاک‌های قابل کشاورزی که کود فسفات به مقدار زیاد داده شده، جذب رادیونوکلید از خاک آلوده توسط گیاهان کاهش می‌یابد زیرا فسفات زیاد مانع از رشد میکوریزه‌ها می‌شود.

۲-ج: میکروب‌های خاک

میکروب‌هایی که در خاک به طور آزاد زندگی می‌کنند نسبت به حرکت و نگهداری رادیونوکلیدها عوامل مهمی خواهند بود. سلول‌های میکروبی رادیونوکلیدها را به طریق جذب و یا جذب سطحی ساده از حرکت باز می‌دارند. جذب سزیم به خصوص اگر سلول‌ها محدودیت پتاسیم داشته باشند به طور خاص چشمگیر است زیرا رادیونوکلید مشابه پتاسیم است. جذب سطحی، شیمی سطحی سلول‌ها را انعکاس می‌دهد ولی ممکن است به دلیل بار منفی خالص روی بیشتر دیواره‌های سلول، جذب خیلی بالا باشد. سلول‌های میکروبی ممکن است رادیونوکلیدهای از حرکت باز مانده را آزاد ساخته و در خاک رها سازد و سپس از طریق مبادله کاتیونی رادیونوکلیدها جذب سطحی شده و توسط جریان اسمز به طور منظم وارد سیتوپلاسم سلول شوند و یا نوکلیدهای پیچیده آلی روی سلول مرده تحت واکنش‌های معدنی شدن قرار بگیرند. میکروب‌ها در حرکت رادیونوکلید در خود خاک از طریق شکستن مواد متصله آلی غیر قابل حل نگهداری کننده رادیونوکلیدها نقش دارد.

به همین منوال در مورد گیاهان پتانسیل جذب و گردش رادیونوکلیدها توسط میکروب‌های خاک و موجودات زنده تا حد زیادی از جانداری تا جاندارهای دیگر متفاوت است. قارچ‌های ساپروفیت که فاقد حیات هستند تجمع کننده‌های قوی سزیم ۱۳۷ هستند، به فرض این که تجمع نتیجه حرکت رادیونوکلید در خلال تجزیه ماده آلی و متعاقباً جذب آن مشابه با پتاسیم معدنی شده باشد. نمونه‌های دیگری از قارچ‌ها مثل بازیدیومیکوتینا[1] هستند که رادیوسزیم - ۱۳۷ را در خود جمع‌آوری می‌نمایند [۸]. قسمت‌های میوه ده گونه‌های کورتاینوس[2] روزیت‌ها[3] و آپاریکوس[4] می‌توانند به طور قوی این ایزوتوپ را جذب نمایند. تجمع رادیونوکلیدها در شعبات و قسمت‌های میوه ده بازیدیومیکوتینا[5] شاخه‌های اکولوژیکی مهمی بر حسب انتقال در زنجیره غذایی دارند زیرا بازیدیومیکوتینا از نوع اکتومیکوزال نقش اساسی در تغذیه میزبان درختانشان دارد و نیز قسمت‌های میوه ده، چشمه غذایی اصلی برای عده‌ای از موجودات خاک و میکروب‌ها و موجوداتی مثل گوزن که در روی خاک زندگی می‌کنند نشان می‌دهد.

قارچ‌ها همراه با جلبک‌های سبز - آبی در همزیستی با گلسنگ متجمع کننده‌های قوی رادیونوکلیدهایی مثل

1- Basidiomycotina
2- Cortinarius
3- Rozites
4- Agaricus
5- Basidiomycotina

سزیم۱۳۷ در سطح خاک و همین طور در رابطه با قسمت‌های میوه ده قارچی، انتقال نتایج رادیونوکلیدها از طریق زنجیره غذایی، زیرگلسنگ‌ها چشمه مهم غذایی برای موجودات روی خاک به خصوص گوزن هستند.

۲-د: جانوران خاک

جانوران خاک در گردش رادیونوکلید در محیط یک منطقه سهم کلیدی دارند و با توجه به حضور جانوران خاک تلفات سزیم از خار و خاشاک آلوده با وجود این که جانوران یک منطقه فقط ۱٪ کل بودجه انرژی تجزیه کننده خاک می‌باشد، دوبرابر می‌گردد [۱۳]. حضور جانوران خاک می‌تواند به طور تفسیرپذیری توالی زمانی معدنی شدن یا متوقف شدن رادیونوکلیدها از بقایای گیاه آلوده به خصوص از طریق متوقف شدن موقتی را تغییر دهد [۷].

احتمالاً نقش اصلی جانوران خاک به خصوص کرم‌های خاکی در مدت حرکت رادیونوکلید در مخلوط‌سازی در جهات عمودی و جانبی خاک مهم است. وجود جانوران خاک مثل دم فنری‌ها[1] که جوانه‌های قارچی را چرا می‌کنند (به خصوص آنهایی که با میکوریزه‌ها ارتباط دارند) و توزیع مجدد ماده چرا شده که به طور بالقوه دارای غلظت زیادی از رادیونوکلیدهاست، بایستی نقش مهمی در گردش این آلوده کننده‌ها بازی کند. جانوران خاک بسیاری جانوران بزرگتر را صید می‌کنند و بنابراین یک عمل کلیدی در انتقال زنجیره غذایی رادیونوکلیدها دارند.

۳- مدل‌سازی حرکت رادیونوکلید در سیستم خاک و گیاه

برای پیشگویی مؤثر سرنوشت اکوسیستم رادیونوکلیدها در مورد حرکت و گردش رادیونوکلیدهای آلوده کننده سیستم خاک و گیاه باید با ساخت مدل‌های قابل اعتماد به تحقیقاتی مبادرت وریزد. مدل‌های تجربی ساده‌ای جهت پیشگویی سرنوشت سزیم در خاک زیرین چمن‌زارها [۱۱] و نیز مدل تجربی دیگری با توجه به شرایط متابولیسم در منطقه‌ای با خاک اسیدی - آلی درست شده [۱۵] و بدینوسیله می‌توان حرکت در موقعیت‌های حقیقی را پیشگویی نمود. و باید مناطق دیگری را پیدا نمود اما اطلاعات اساسی در مورد حرکت رادیوسزیم در آن مناطق موجود نیست. و بیشترین مشکل جهت تهیه یک مدل کامل کمبود اطلاعات موجود است.

نتیجه گیری

بیشترین قسمت چرخش رادیونوکلیدها در اکوسیستم‌ها در خاک متمرکز می‌شود. ریشه‌های گیاه، میکروب‌ها و بیشتر جانوران همگی به طور فعال در مراحل زیست حرکتی انتقال رادیونوکلیدها وجود دارند. چرخش رادیونوکلیدها در سیستم خاک و گیاه بایستی تفهیم شود تا به طور کامل به اثرات رادیونوکلیدهای آلوده کننده بر بهداشت انسان دسترسی پیدا کنیم.

1- Springtail

منابع و مراجع

1- Bell, J.N.B., Minski, M.J.& Grogan, H.A. (1988). " *Plant Uptake of Radionuclides,* " Journal of Soil Use & Management, Vol. 4, pp. 76-84.

2- Bowen, G.D. (1984). "*The Nutrition of Plantation Forests.* ", Academic Press, pp. 147-79, London.

3- Bunzl, K. & Kracke, W. (1986). " *Accumulation of fall out Radiocaesium in some Plants and Berries of the Family Ericaceae,* " Journal of Health Physics, No. 50, pp. 540-542.

4- Carbol, P., Ittner, T., & Skalberg, M. (1987). " *Chemistry and Migration of Actinides and Fission Products in the Geosphere* ", Proc. Inst, Conf. Munich Preprint, pp. 870-911.

5- Clark, M., J. (1986). " *Fall out from Chermobyl* ", Journal of the Society of Radiological Protection, Vol. 6., pp. 157-166.

6- Cremers, A., Elsen, A., De Preter, P., & Maes, A. (1988). " *The Sensitivity of Upland Soils to Radionucaesium Contamination* ", CEC Workshop on the Transfer of Radionuclides in Upland Natural and Seminatural Environments, Udinen, Italy ; Elsevier Applied Science, pp. 238-248. London.

7- Crossley, O. A. (1963). " *Movement and Accumulation of Radiostrontium and Radiocaesium in Insects* ", Radioecology, ed., V. Schultz & A. W. Klenend, pp. 103-105. Reinhold, New York.

8- Haselwandter, K., (1978). " *Acumulation of Radiocaesium in Fungi* ", Journal of Health Physics, No. 34, pp. 713-715.

9- Haury, G., & Schikareski, W. (1997). " *Global Chemical Cycles and their Alterations by Man* ", ed, W. Stuman, ed., Dahlem Konferenzen, pp. 165, Berlin.

10- Killham, K. (1985). " *Soil polluted with Radionuclides* ", Ecological Interactions in the soil., BES Special Publication 4. ed., A. H. Hitter, Blaclwell, London.

11- Kirk, G.J.O. & Staunton, S. (1989). " *On Predicting the Fate of Radioactive Caesium in Soil Beneath Grassland* ", Journal of Soil Science, Vol. 40, pp. 71-84.

12- Livens, F.R. & Loveland, P. J. (1988). " *The Influence Soil Properties on the Environmental Mobility of Caesium in Cumberia* ", Journal of Soil Use & Management, Vol. 4, pp. 69-75.

13- Mills, A. L., and Wassel, R. A. (1980). " *Aspects of Diversity Measurement for Microbial Communities* ", Journal of Appl. Environ. Microbial., Vol. 40, pp. 578-586.

14- Martin, C.J., Heaton, B. & Robb, J.D. (1988). " *Limitations in the Application of Fumigation Technique for Biomass Estimations in Amended Soils* ", Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 17, pp. 57-63.

15- Tylor, G. (1981). " *Heavy Metals in Soil Ecology and Biochemistry* ", Soil Biochemistry, Vol. 5, ed. E.A. paulls, J. Ladd Marcel Dekker, pp. 371-414, New York.