دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهر
فصلنامه‌ی کاربرد شیمی در محیط زیست

سال چهاردهم، شماره‌ی ٥٤
تابستان ١٤٠٢، صفحات ٨١-٦٥

اثرات آفت کش‌ها در محیط زیست و تجزیه زیستی آن

احمد اصل هاشمی*
گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تبریز
Email: aaslhashemi@yahoo.com

لیلا تاروردی زاد
دانشجوی کارشناسی مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تبریز

صحرا سخایی فر
دانشجوی کارشناسی مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تبریز

دریافت: ۱۴۰۲/۰۵/۲۴ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۷/۲۳

چکیده

آفت کش‌ها به طور گسترده برای جلوگیری از حمله نا خواسته آفت ها به گیاهان و مزارع کشاورزی استفاده می‌شود. منحصر بفرد بودن ساختار شیمیایی آن‌ها و یا تعامل آن‌ها با محیط ماهیت آفت کش‌ها را تعیین می کند. در اکثر مواقع کشاورزان و مصرف کنندگان این محصولات اگرچه اثرات جدی آن ها را می‌دانند ولی همچنان نمی‌توانند مصرف خود را محدود کنند. آفت کش‌ها اثرات مضری در اکوسیستم خاک و انسان دارند که مولکول‌ها، بافت‌ها و اندام‌های بیولوژیکی را تحت تاثیر قرار می‌دهد و موجب اختلالات حاد یا مزمن می‌شود. این اختلالات انسان‌ها را با تمام سنین از جمله در دوران بارداری تحت تاثیر قرار می‌دهد. این آلاینده ها هنگامی که در سیستم‌های آبی منتشر می‌شوند آن‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهند. مولکول‌های آب در رودخانه تحت تاثیر تجمع این آلاینده‌های سمی با pH قلیایی و فلزات سنگین آن قرار می گیرند که می تواند بر سلامت گیاهان و جانوران تاثیر منفی بگذارد. این مقاله ادبیات علمی در مورد فن آوری‌های مختلف اصلاحی موجود برای استفاده ایمن تر از آفت کش‌ها را مورد بحث قرار می‌دهد. استفاده از میکروارگانیسم‌ها و روش‌های بیولوژیکی برای تجزیه مواد شیمیایی موجود در خاک تحت نظر است. با این حال اثر بخشی این روش در آینده برای نجات محیط زیست قابل بحث است.

کلید واژه: آفت کش‌ها، زیست پالایی، پایداری در محیط، پتانسیل سم زدایی.

مقدمه

مقاله حاضر مروری بر حضور و سرنوشت آفت‌کش‌ها به‌عنوان آلاینده‌های آلی پایدار در محیط زیست و همچنین پتانسیل سم‌زدایی آن‌ها همراه با عملیات شیمیایی و فیزیکی است. این مقاله شامل اطلاعات جمع آوری شده از طیف وسیعی از منابع موجود در حال حاضر است. سرنوشت آفت کش‌ها در محیط با در نظر گرفتن فرآیندهایی که دوام و تحرک آنها را تعیین می‌کند، تجزیه و تحلیل می‌شود، که در فرآیندهای انتقال، انتقال و تبدیل گروه بندی می‌شوند. تعداد کمی از ویژگی‌های آفت کش مانند پایداری، تحرک و زیست تخریب‌پذیری مورد تاکید قرار گرفته است. سرنوشت یک آفت کش و پتانسیل ماندگاری و تحرک آن از محل کاربرد تحت تأثیر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آفت کش، ویژگی‌های سایت مانند فردیت خاک و آب های زیرزمینی، آب و هوا و شرایط آب و هوایی محلی، جمعیت بیولوژیکی است. و شیوه‌های مدیریت مصرف کننده آفت کش. پاکسازی زیستی به عنوان یکی از روش‌های سازگار با محیط‌زیست و مقرون‌به‌صرفه‌ترین روش‌ها برای پاک‌سازی و سم‌زدایی محیط‌های آلوده به آفت‌کش‌ها، به‌ویژه با توجه به عوامل مؤثر بر تجزیه‌پذیری زیستی آفت‌کش‌ها مانند عوامل بیولوژیکی و ویژگی‌های ترکیبات شیمیایی مورد بحث قرار می‌گیرد. زیست پالایی در محل و خارج از محل به عنوان انواع ممکن از فعالیت‌های زیست پالایی وزن شده است. همچنین، این مقاله شامل برخی ملاحظات برای توسعه استراتژی‌های مربوط به انتخاب فناوری زیست پالایی و همچنین مزایا و معایب زیست پالایی اجزای محیطی آلوده به آفت‌کش‌ها است.

- تجزیه بیولوژیکی آفت کش‌ها

سرنوشت آفت کش‌ها در محیط تحت تأثیر فعالیت میکروبی است. به طور کلی، به نظر می‌رسد میکروارگانیسم‌ها کارآمدترین عوامل زیست پالایی باشند. برخی از آفت کش ها به راحتی توسط میکروارگانیسم‌ها تجزیه می‌شوند، برخی دیگر ثابت کرده‌اند. سرکش باشید [۷۷- ۷۸- ۸۵- ۹۵- ۲۵]. آنها بین ترکیبات آلی هستند که به راحتی قابل تجزیه زیستی نیستند

گروه متنوعی از باکتری‌ها، از جمله اعضای جنس آلکالیژنس، فلاووباکتریوم، سودوموناس و رودوکوکوس آفت کش‌ها را متابولیزه می‌کنند. تخریب میکروبی نه تنها به حضور میکروب‌ها با آنزیم‌های تخریب‌کننده مناسب، بلکه به طیف وسیعی از پارامترهای محیطی بستگی دارد [۳۷- ۴۶، ۲- ۳۳- ۳۴]

تجزیه زیستی را می‌توان به سه نوع دسته بندی کرد که در یک محیط اکوسیستم اهمیت دارند [۲۱]:

- تجزیه زیستی اولیه: تجزیه زیستی به حداقل میزان لازم برای تغییر هویت ترکیب
- تجزیه بیولوژیکی نهایی: تجزیه زیستی به آب، دی اکسید کربن و ترکیبات معدنی (در صورت وجود عناصری غیر از C، H و O) (معدنی‌سازی)
- تجزیه زیستی قابل قبول: تجزیه زیستی به حداقل میزان لازم برای حذف برخی از خواص نامطلوب ترکیب، مانند سمیت (تبدیل زیستی).

شکل ۱: تجزیه پذیری زیستی

میکروارگانیسم ها با استفاده از آلاینده های آلی را از بین می برند. مواد شیمیایی برای رشد و تولید مثل مواد شیمیایی آلی کربن، منبع مواد ساختمانی سلول، الکترون‌ها و منبع انرژی را فراهم می‌کنند. مقادیر متفاوتی از انرژی آزاد مرتبط با واکنش‌های مختلف در موقعیت‌های مختلف وجود خواهد داشت.

سلول‌ها اکسیداسیون مواد شیمیایی آلی (اهداکننده‌های الکترون) را کاتالیز می‌کنند و باعث انتقال الکترون‌ها از مواد شیمیایی آلی به برخی گیرنده‌های الکترون می‌شوند [۳۵-۳۶-۱۵].

- اکسیژن، در اکسیداسیون هوازی،
- نیترات، منگنز، آهن، سولفات (با کاهش بازده) در اکسیداسیون بی‌هوازی. به نظر می‌رسد آفت کش‌های ارگانوفسفره، از جمله مالاتیون و پاراتیون، با تیمار هوازی تجزیه می‌شوند.

جدول ۱- انرژی آزاد مرتبط با واکنش‌های مختلف در موقعیت‌های مختلف

انرژی آزادشده از تغییر	پذیرنده الکترون	واکنش
-۲۹/۹	اکسیژن	تنفس هوازی
-۲۸/۴	نیترات	دنیتریفیکاسیون
-۲۳/۳	منگنز	کاهش منگز
-۱۰/۱	آهن	کاهش آهن
-۵/۹	سولفات	کاهش سولفات
-۵/۶	کربن دی اکسید	متانوژنز

آب‌های زیرزمینی حاوی ارگانوفسفره‌ها با موفقیت در چندین مطالعه آزمایشی و پایه با استفاده از بیوراکتورهای هوازی اصلاح شده‌اند. به نظر می‌رسد آفت کش‌های ارگانوکلرید، از جمله کلردان، DDT، و توکسافن به چرخه ای از فاز هوازی و بی هوازی نیاز دارند تا بتوانند بیش‌ترین موفقیت را برای اصلاح داشته باشند. فاز بی هوازی به صورت احیاکننده این آفت کش‌ها را کلر زدایی می‌کند در حالی که فاز هوازی کانی سازی ترکیب را کامل می‌کند [۲۴- ۹۸- ۱۱۴]. میکروارگانیسم‌ها همچنین به مواد مغذی ضروری مانند نیتروژن و فسفر نیاز دارند [۹۰- ۱۳۶- ۱۳۷].

تجزیه زیستی یک آفت کش معین یک فرآیند پیچیده است و نتایج آن به تعامل عوامل مختلف بستگی دارد (به جدول ۲ مراجعه کنید). این تابعی از ساختار شیمیایی ترکیب، شرایط محیطی، موجودات و مقادیر آنها، جذب، آزادسازی و حلالیت ترکیب، فراهمی زیستی عمومی است.

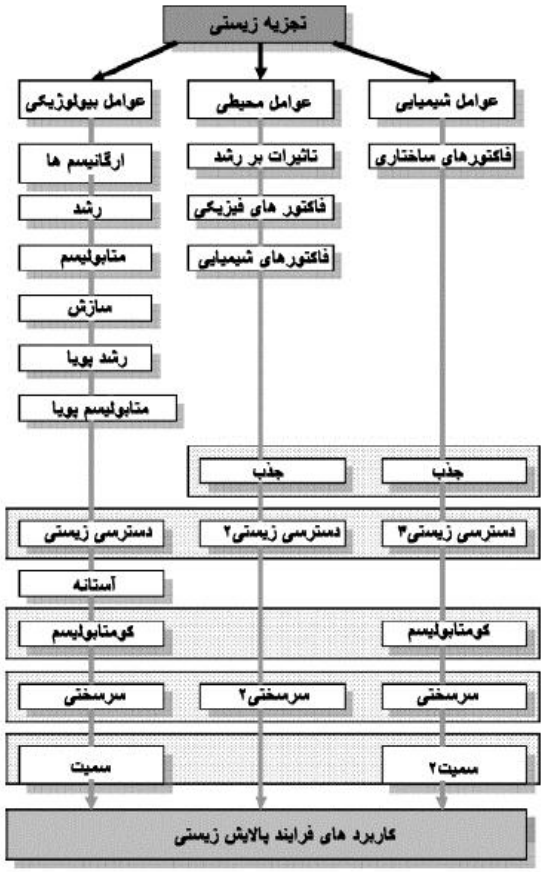
ترکیب، و برهمکنش با سایر ترکیبات موجود در محیط، سینتیک و متابولیسم، اثرات آستانه، فرآیندهای متابولیکی، اثرات سازگاری، و غیره. یک نمای کلی از عوامل موثر بر تجزیه زیستی به صورت شماتیک در شکل ۲ ارائه شده است و به طور خلاصه در زیر مورد بحث قرار گرفته است. این نمودار سعی می کند مجموعه پیچیده ای از عوامل متقابل را نشان دهد که در هر درمان تجزیه زیستی باید در نظر گرفته شود، اگر بخواهیم به طور کامل درک شود

جدول ۲- الزامات برای تصفیه زیستی خاک

شرایط بهینه	فاکتور محیطی
ظرفیت نگه داری آب ۸۵- ٪۲۵	رطوبت موجود در خاک
DO mg/L>۰/۲ روزنه هوادهی برای تجزیه هوازی ٪۱۰<	اکسیژن
۵۰ میلی ولت>Eh	پتاسیل الکترون پذیری
نسبت مولی ۱ : ۱۰ : ۱۲۰ = C : N : P	نوترینت
۵/۵ – ۸/۵	پی اچ
۱۵ – ۴۵°C	دما

ساختار شیمیایی و خواص فیزیکی/شیمیایی تأثیر قابل توجهی بر سرعت و مسیرهای تجزیه زیستی دارد. ساختار شیمیایی مسیر ممکن را تعیین می‌کند.

روش‌هایی که یک بستر ممکن است متحمل شود، که به طور کلی به عنوان اکسیداتیو، تقلیل دهنده، هیدرولیتیک، یا مزدوج طبقه بندی می شوند [۳۸-۲۱]. شکل ۹ نمونه‌هایی از مسیرهای رایج تخریب میکروبی را ارائه می‌دهد.



شکل ۲: عوامل موثر بر تجزیه زیستی آفت کش‌ها

برخی از این عوامل برهمکنش‌های پیچیده ترکیبات زیستی و برهمکنش با سایر ترکیبات موجود در محیط، سینتیک و متابولیسم، اثرات آستانه، فرآیندهای متابولیکی، اثرات سازگاری و غیره هستند. یک نمای کلی از عوامل موثر بر تجزیه زیستی به صورت شماتیک در شکل ۲ ارائه شده است و به طور خلاصه در زیر مورد بحث قرار گرفته است. این نمودار سعی می‌کند مجموعه پیچیده‌ای از عوامل متقابل را نشان دهد که در هر درمان تجزیه زیستی باید در نظر گرفته شود، اگر بخواهیم به طور کامل درک شود.

ساختار شیمیایی و خواص فیزیکی/شیمیایی تأثیر قابل توجهی بر سرعت و مسیرهای تجزیه زیستی دارد. ساختار شیمیایی مسیر ممکن را تعیین می‌کند.

مسائل کالری، فیزیکی و شیمیایی به عنوان مثال، فراهمی زیستی یک ترکیب به این نوع تعامل بستگی دارد. برای تخمین امکان موفقیت در یک پروژه اصلاح زیستی (پایین نمودار)، بسیاری از این عوامل باید در برنامه ریزی و آزمایش یا نمایش مورد توجه قرار گیرند.

- عوامل بیولوژیکی موثر بر تجزیه زیستی آفت کش‌ها

به طور کلی، دو رویکرد تجزیه زیستی استفاده می شود: یکی به طور مستقیم بر اساس میکروارگانیسم ها، و دیگری شامل آنزیم‌های آزاد [۷۷-۳۹]. نقش موجودات، اعم از میکروارگانیسم ها و کلان، در تخریب زیستی آفت کش‌ها تابعی از اکولوژی، ویژگی‌های زیست توده، متابولیسم (مکمل آنزیمی و کارایی)، سرعت رشد و سینتیک آن‌ها (هر دو رشد) است و متابولیسم) (شکل ۲ را ببینید). اگرچه اکثر ارگانیسم‌ها توانایی سم زدایی دارند (به عنوان مثال، کانی سازی، تبدیل و/یا بی حرکت کردن آلاینده‌ها)، میکروارگانیسم ها، به ویژه باکتری ها، نقش مهمی در چرخه های بیوژئوشیمیایی و توسعه پایدار بیوسفر دارند [۹۸- ۹۹- ۱۳۲]. برخی از عوامل بیولوژیکی که ممکن است نباشند فوراً آشکار شوند [۲۴- ۳۶- ۴۶- ۹۴- ۳۴]:

میزان شکار میکروارگانیسم ها توسط تک یاخته ها در محیط های مختلف،

- اثرات ریزوسفر (ناحیه خاک اطراف ریشه گیاهان تحت تأثیر ترشحات ریشه) بر رشد میکروبی
- اثرات لیتیک ویروس ها (باکتریوفاژها) و ارگانیسم‌هایی که آنزیم‌هایی را دفع می‌کنند که می‌توانند دیواره سلولی سایر میکروارگانیسم‌ها را تخریب کنند. میکروارگانیسم ها به صورت گروهی الف را نشان می‌دهند.

محدوده تحمل بسیار گسترده برای عوامل محیطی

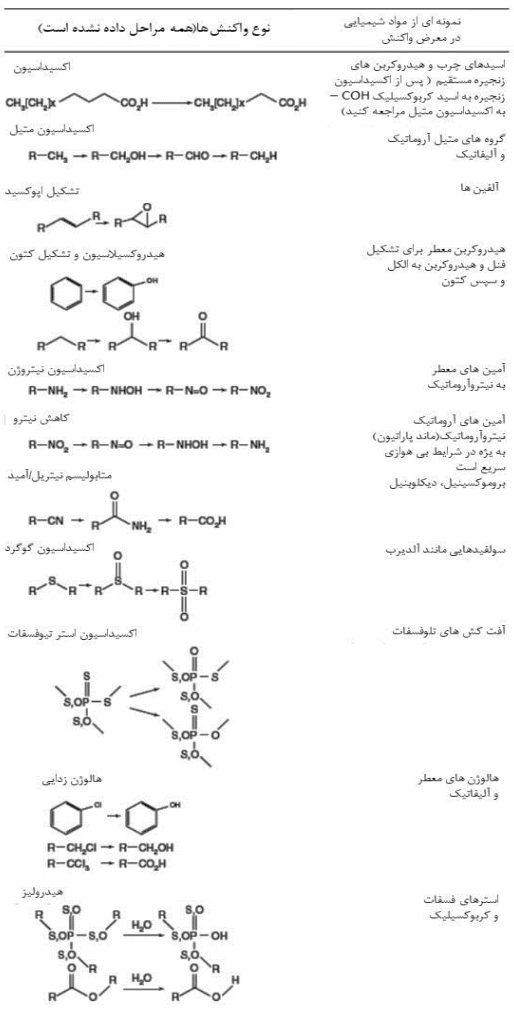
- سطوح pH بسیار کم تا بسیار بالا
- درجه حرارت از ۰ تا ۸۰+ درجه سانتی‌گراد
- پتانسیل ردوکس پایین تا بالا (Eh)
- سطوح مواد مغذی کم تا زیاد
- مقاومت در برابر ترکیبات و عناصر سمی و غیره
- تطبیق پذیری بیوشیمیایی بسیار زیاد
- تعداد بسیار زیاد آنها در اکثر محیط ها وجود دارد

- خاک دارای بین ۱۰۰۰۰ تا ۱۰۰ میلیون است. میکروارگانیسم ها در هر گرم

- آنها می‌توانند مولکول های نامحلول بزرگتر را با استفاده از آنزیم های هیدرولیتیک دفع شده توسط میکروارگانیسم ها و همچنین مولکول‌های کوچک‌تر (وزن مولکولی کم‌تر) که به طور موثر نامحلول هستند به زیر واحدها یا قطعات کوچکتر محلول تر تجزیه کنند. مکانیسم هایی که توسط آن مولکول ها به داخل سلول منتقل می‌شوند.

آنها می توانند به شرح زیر متابولیزه شوند:

- مقدار کمی از آفت کش محلول در آب از طریق دیواره سلولی پخش می شود - مقادیر بیش‌تری از ماده شیمیایی تنها از طریق تقسیم بیش‌تر ماده شیمیایی به فاز آب در دسترس است.



شکل ۳: مسیرهای رایج تخریب میکروبی

میکروارگانیسم‌ها ترکیباتی (سورفکتانت‌ها یا امولسیفایرها) ترشح می‌کنند که مولکول را به قطرات بسیار کوچک (بسیار کمتر از ۱ lM) تبدیل می‌کنند و اینها به نوعی توسط ارگانیسم ترکیب می‌شوند. افزایش سطح به دلیل این فرآیند امولسیون سازی ممکن است در بسیاری از موارد برای توضیح افزایش فعالیت صرفاً به دلیل تقسیم سریع تر ترکیب به فاز آب کافی باشد.

عبور مستقیم از غشای سلولی با تماس نزدیک با ترکیب (انحلال در فاز لیپیدی غشا).

هنگامی که ترکیب در داخل سلول قرار می‌گیرد، فرآیندهای متابولیکی طبیعی می‌توانند اتفاق بیفتند و مولکول ها را تغییر دهند [۳۶- ۹۹].

بسته به غلظت ترکیب، ارگانیسم‌های موجود در سیستم و شرایط محیطی، میکروارگانیسم‌ها پدیده‌ای به نام سازگاری را نشان می‌دهند [۱۶، ۲۴، ۳۶، ۹۹] که در نتیجه موارد زیر رخ می‌دهد:

رشد جمعیت های اولیه کوچک از میکروارگانیسم ها قادر به متابولیسم ترکیب،حضور ترکیبات سمی (از جمله مواد شیمیایی مورد بررسی) است که ممکن است قبل از تخریب قابل توجهی از بین برود، القاء آنزیم و فاز تاخیر.

اگر این ترکیب خود سمی است، پس از آن ممکن است از میکروارگانیسم‌های سریع تر رشد می‌کند که قادر به تخریب هستند، به دست آوردن مزیت انتخابی برای ارگانیسم‌های بلندتر رشد می‌کنند که همچنین آن را حتی به آرامی کاهش می‌دهد، اما در ابتدا به آرامی کاهش می‌یابد.

جهش و انتخاب ممکن است منجر به ظهور تغییرات ژنوتیپ جدید میکروارگانیسم‌ها شود.

میکروارگانیسم‌ها قبل از استفاده از یک بستر کم‌تر در دسترس (رشد دیاکسیک) روی یک بستر به راحتی در دسترس رشد می‌کنند. این ممکن است عاملی در سیستم هایی باشد که در آن تنها چند نوع مختلف باکتری وجود دارد. سینتیک رشد باکتری کمی پیچیده‌تر است و از سینتیک

کلاسیک نوع Monod پیروی کنید. در این مورد، میزان استفاده از بستر متناسب است.

به غلظت میکروارگانیسم های موجود [X] و تابعی از غلظت سوبسترا است.

تعدادی از ترکیبات در محیطی وجود دارد که توسط میکروارگانیسم ها تبدیل شده‌اند، اما برای پیداکردن ارگانیزم هایی که می‌توانند از آنها به عنوان منبع کربن و / یا انرژی استفاده کنند، دشوار یا غیرممکن بوده است.

تعدادی از ترکیبات در محیط وجود دارد که توسط میکروارگانیسم ها تغییر شکل می‌دهند، موجوداتی که بتوانند از آنها به عنوان منبع کربن و/یا انرژی استفاده کنند، دشوار یا غیرممکن بوده است. ترکیبات ممکن است به طور متوالی توسط یک سری از باکتری‌ها یا سایر میکروارگانیسم ها از طریق متابولیسم مشترک تبدیل شوند، زیرا هیچ موجودی انرژی کافی برای رشد یا تقسیم سلولی را از واکنش ها به دست نیاورد، به طوری که لازم است یک بستر جایگزین یا اولیه برای آن وجود داشته باشد. رشد در این شرایط [۴۰].

- ویژگی‌های ترکیبات شیمیایی

ویژگی‌های شیمیایی آفت‌کش‌ها رفتار آن‌ها را در محیط زیست و امکان بیوریمدیشن را تعیین می‌کند.

ویژگی های اصلی که بر تجزیه ترکیب شیمیایی تأثیر می گذارد عبارتند از [۳۶، ۵۶، ۱۴، ۲۲، ۲۸]:

- حلالیت
- جذب
- نیمه عمر
- فرار
- فراهمی زیستی

گاهی اوقات، آفت کش‌ها را نمی‌توان تجزیه زیستی کرد هرچند آنها ثابت کردند که زیست تخریب پذیر هستند.

عوامل محیطی (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی) می‌توانند بر فعالیت‌های بیولوژیکی میکروارگانیسم‌ها (نرخ رشد، سینتیک تجزیه زیستی و غیره)، جذب ترکیب به مواد موجود در محیط، سمیت، فراهمی زیستی و مقاومت مشاهده شده تأثیر بگذارند. ترکیبات. دلایل زیادی می‌تواند وجود داشته باشد که چرا یک آفت کش خاص، اگرچه در آزمایشات زیست تخریب پذیر است، اما زیست تخریب نمی شود:

مواد مغذی مورد نیاز وجود ندارد.

اغلب اوقات زمانی که ترکیبات ویژه مانند آفت کش‌ها، در یک خاک وجود دارد، جمعیت قابل توجهی از میکروب‌ها که این ترکیبات را تجزیه می‌کنند وجود ندارد. اصلاح این خاک ها به طور کلی با کمک افزایش زیستی، توسعه کشت های بذری خاص و تلقیح خاک یا بیوراکتور انجام می‌شود [۸۵- ۱۴]. برای برخی از آفت کش‌ها مانند DDT، لیندان و هپتاکلر، تجزیه بی هوازی بهتر از تخریب هوازی عمل می کند [۱۵- ۴۱].

یک یا چند ماده مغذی مورد نیاز برای رشد وجود ندارد. ماده مغذی محدود کننده ماده غذایی است که ابتدا در چرخه رشد تمام می‌شود. این فرض می‌کند که در بسیاری از موارد رشد برای تجزیه زیستی مورد نیاز است. این ممکن است درست نباشد اگر زیست توده کافی از قبل وجود داشته باشد، یا اگر ترکیب توسط آنزیم هایی که از قبل وجود دارد تجزیه شود.

شرایط محیطی زیادی وجود دارد که می تواند مانع شود رشد یا متابولیسم: سطوح pH بالا یا پایین، Eh بالا یا پایین (پتانسیل های اکسیداسیون و کاهش)، دماهای بالا، و غیره. مثال خوب در برخی از باتلاق های ذغال سنگ نارس است که در آن مواد آلی ممکن است بیش از ۲۰۰۰۰ سال قدمت داشته باشند. غلظت مواد سمی بسیار زیاد است.

برخی از شرایط (سطح بالای سولفید هیدروژن، غلظت اسید بالا و غیره، ممکن است رشد یا متابولیسم را مهار کند).

ترکیب ممکن است در غلظت بسیار پایین باشد

غلظت آفت کش در خاک نیز به سرعت تخریب کمک می کند. اگر ترکیبی از طریق رشد میکروارگانیسم‌ها در آن ترکیب تجزیه شود، حداقل غلظتی وجود خواهد داشت که زیر آن رشد رخ نخواهد داد. غلظت حتی کمتری وجود خواهد داشت که حتی سطوح انرژی نگهدارنده کافی برای ارگانیسم را فراهم نمی‌کند. هنگامی که غلظت آفت کش

های موجود کم‌تر از ۵ لیتر در لیتر باشد، سرعت واکنش را می‌توان به عنوان سرعت واکنش درجه اول توصیف کرد. هنگامی که غلظت‌ها از Lg/l ۵ تجاوز می‌کنند، توصیف پیچیده‌تر می‌شود و یک تجزیه دو فازی رخ می‌دهد [۵۳]. ممکن است ترکیب در دسترس زیستی نباشد.

فراهمی زیستی می‌تواند تحت تأثیر موارد زیر باشد:

- جذب به برخی مواد جامد در محیط
- حضور در یک مایع فاز غیر آبی (NAPL)
- محصور شدن یا به دام افتادن در خاک فیزیکی یا ماتریس آبخوان
- کمپلکس

بسیاری از آفت کش ها دارای خواص آبگریز هستند، به طوری که آنها تمایل به اتصال به ذرات معلق و تجمع در رسوبات دارند. تحت این شرایط، آفت کش ها کمتر تجزیه می‌شوند [۱۶- ۲۲- ۴۲]. همچنین، ویژگی‌های آبگریز این ترکیبات شیمیایی باعث می‌شود که آنها در موجودات آبزی تجمع کنند، که آبگریزتر از آب اطراف است [۴۲- ۴۳]. آلاینده‌های مرتبط با ذرات بلعیده شده ممکن است به دلیل ارتباط تنگاتنگ با ذرات در دسترس زیستی نباشند [۳۶، ۱۴۴- ۱۴۴].

در رسوبات، معمولاً بین ۵۰- ۱۶ درصد از آلاینده‌ها در دسترس زیستی هستند، یعنی برای جذب و ترکیب در بافت زنده در دسترس هستند. این بستگی به ویژگی های ترکیب و رسوب و همچنین موجودات زنده دارد [۴۷].

در موجودات آبزی، درجه تغلیظ زیستی - تجمع آلاینده آزادانه محلول در آب توسط موجودات آبزی، با در نظر گرفتن حالت پایدار - را می‌توان با ضریب غلظت زیستی، BCF، وابسته به سرعت جذب و سرعت حذف نشان داد [۳۵] :

$$BCF=\frac{K1}{K2}=\frac{CA}{CW} \quad (1)$$

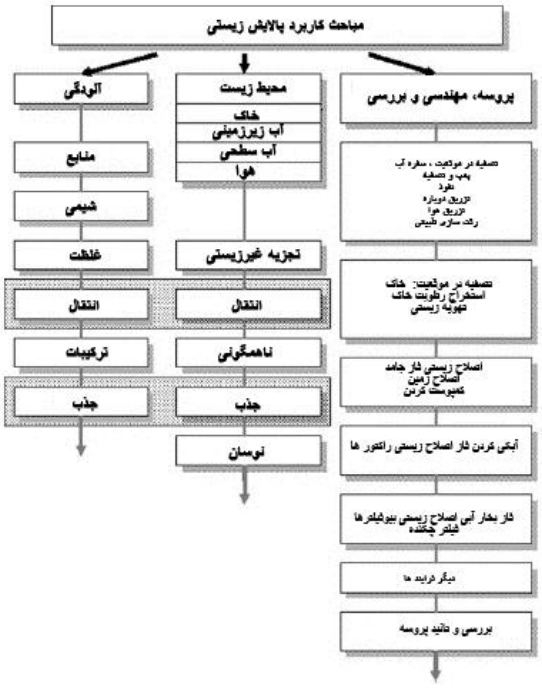
که در آن k1 ثابت سرعت جذب، k2 ثابت سرعت حذف برای ترکیب، CA غلظت موجود در ارگانیسم در حالت پایدار، و CW غلظت در آب در حالت پایدار است. مکانیسم غلظت زیستی از آب با مکانیسم جذب آلاینده‌ها از آب منفذی قابل مقایسه است. بنابراین، این مکانیسم برای مواجهه با رسوبات نیز مرتبط است.

- فرآیندهای زیست پالایی برای تخریب آفت کش ها

تعدادی از استراتژی های زیست پالایی برای درمان زباله‌های آلوده و مکان های آلوده به آفت کش ها ایجاد شده است. انتخاب مناسب ترین استراتژی برای درمان یک سایت خاص را می توان با در نظر گرفتن سه اصل اساسی هدایت کرد: سازگاری آلاینده در برابر تبدیل بیولوژیکی به محصولات کمتر سمی (بیوشیمی)، دسترسی آلاینده به میکروارگانیسم ها (دسترسی زیستی) و فرصت بهینه سازی. فعالیت بیولوژیکی (بیواکتیویتی) [۱۰۰- ۱۱۱- ۱۲۲- ۱۲۳- ۱۴۸]. انواع احتمالی فعالیت‌های زیست پالایی در آن قرار می گیرند. دو دسته اصلی: درجا و درجا. زیست پالایی درجا در خاک، آب های زیرزمینی یا محیط های دیگر بدون از بین بردن مواد آلوده رخ می دهد [۲۵- ۴۸- ۴۹]. در مقابل، زیست پالایی درجا مستلزم حذف تمام یا بخشی از مواد آلوده برای درمان).

- زیست پالایی درجا

این تکنیک‌ها عموماً مطلوب‌ترین گزینه‌ها هستند به دلیل هزینه کمتر و اختلالات کم‌تر، زیرا آنها درمان را در محل انجام می‌دهند و از حفاری و انتقال آلاینده‌ها اجتناب می کنند [۵۰-۵۱]. درمان درجا توسط عمق خاک که می تواند به طور موثر درمان شود محدود می‌شود. در بسیاری از خاک‌ها، انتشار مؤثر اکسیژن برای نرخ‌های مطلوب زیست پالایی تنها از چند سانتی‌متر تا حدود ۳۰ سانتی‌متر در خاک گسترش می‌یابد، اگرچه اعماق ۶۰ سانتی‌متر و بیش‌تر در برخی موارد به طور مؤثر درمان شده است. مهم‌ترین درمان‌های زمین عبارتند از [۹۴- ۲۴- ۲۵- ۴۸- ۵۴- ۵۲] تجزیه زیستی درجا: شامل رساندن اکسیژن به آبخوان است و ممکن است نیاز به افزودن سایر مواد باشد.



شکل۴. طبقه بندی گزینه‌های زیست پالایی

مغذی داشته باشد. و/یا متابولیت‌های همراهی که از طریق منطقه آلوده به گردش در می‌آیند تا مخلوط و تماس نزدیک بین اکسیژن، مواد مغذی، آلاینده و میکروارگانیسم‌ها را فراهم کنند. به طور کلی، این تکنیک شامل شرایطی مانند نفوذ مواد مغذی حاوی آب و اکسیژن یا سایر گیرنده‌های الکترون برای تصفیه آب‌های زیرزمینی است.

تقویت زیستی: شامل افزودن میکروارگانیسم‌ها به صورت بومی یا برون‌زا به مکان‌های آلوده است. دو عامل استفاده از کشت های میکروبی اضافه شده را در یک واحد تصفیه زمین محدود می‌کند: ۱) کشت های غیر بومی به ندرت با یک جمعیت بومی برای توسعه و حفظ سطوح مفید جمعیت رقابت می کنند و ۲) بیش‌تر خاک هایی که در معرض طولانی مدت در معرض زباله های زیست تخریب پذیر قرار دارند دارای میکروارگانیسم های بومی هستند. در صورتی که واحد تصفیه زمین به خوبی مدیریت شود، تخریب کننده موثری هستند.

Bioventing نوعی تجزیه زیستی است که در آن اکسیژن به شکل هوا از طریق سیستم چاه‌های استخراج و تزریق به خاک‌های غیراشباع آلوده می‌رسد. این رایج ترین درمان در محل است و شامل تامین هوا و مواد مغذی از طریق چاه ها به خاک آلوده برای تحریک باکتری های بومی است. Bioventing از نرخ جریان هوا کم استفاده می‌کند و تنها مقدار اکسیژن لازم برای تجزیه زیستی را فراهم می‌کند و در عین حال تبخیر و انتشار آلاینده ها را در جو به حداقل می رساند. می‌توان از آن در جاهایی که آلودگی عمیق زیر سطح است استفاده کرد، همچنین یک گزینه پاکسازی طولانی مدت است که از چندین ماه تا سال به طول می انجامد.

- Biosparging: شامل تزریق هوا تحت فشار در زیر سطح آب برای افزایش غلظت اکسیژن آب زیرزمینی و افزایش سرعت تخریب بیولوژیکی آلاینده‌ها توسط باکتری‌های طبیعی است. Biosparging باعث افزایش اختلاط در ناحیه اشباع شده و در نتیجه تماس بین خاک و آب های زیرزمینی را افزایش می دهد. سهولت و هزینه کم نصب نقاط تزریق هوا با قطر کوچک باعث انعطاف قابل توجهی در طراحی و ساخت سیستم می‌شود. مزیت اصلی مهندسی در محل این است که عموماً در مقایسه با روش‌های خارج از محل، آشفتگی سطحی کم‌تری دارد و در نتیجه پتانسیل قرار گرفتن انسان در معرض آلاینده‌ها را کاهش می‌دهد. روش های درجا نیز به حداقل امکانات نیاز دارند [۵۳].

با این حال، اثربخشی فرآیندهای استخراج درجا، می‌توان با ناهمگونی در خاک با عمق، وجود سیلت و رس و عدم قطعیت در شرایط جریان در منطقه غیراشباع محدود شد [۵۴]. علاوه بر این، آلاینده‌هایی که از طریق استخراج از خاک و آب‌های زیرزمینی حذف می‌شوند ممکن است همچنان نیاز به تصفیه داشته باشند. استفاده از درمان های شیمیایی برای درمان درجا اغلب محصولات جانبی ناخواسته ایجاد می کند، بقایایی بر جای می گذارد و می تواند سمی تر یا خطرناک تر از آلاینده مورد نظر باشد [۵۵- ۵۶].

- زیست پالایی در محل

این تکنیک ها شامل حفاری یا حذف خاک آلوده از زمین است [۱۱۴- ۱۲۱- ۱۲۶- ۱۴۹- ۱۵۷- ۱۵۸]. زراعت زمینی یک تکنیک ساده است که در آن خاک آلوده حفاری می

شود و روی بستر آماده پخش می‌شود و به طور دوره ای تا زمانی که آلاینده‌ها تجزیه شوند، خاک ورزی می شود. هدف این است که میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده زیستی بومی را تحریک کرده و تجزیه هوازی آلاینده‌ها را تسهیل کند. به طور کلی، عمل محدود به درمان سطحی ۱۰- ۳۵ سانتی متر خاک است. از آنجایی که کشاورزی زمین پتانسیل کاهش هزینه‌های نظارت و نگهداری و همچنین تعهدات پاکسازی را دارد، به عنوان جایگزین دفع مورد توجه قرار گرفته است.

تصفیه بیولوژیکی فاز دوغاب معمولاً از یک سری مخازن بزرگ یا مخازن بیوراکتور تشکیل می‌شود که در آنها آب، مواد مغذی و سایر مواد افزودنی با خاک‌ها یا لجن‌های حفاری شده مخلوط می شوند تا دوغاب آبی تولید شود. فرآیند تجزیه زیستی در ظرف بیوراکتور با مواد مغذی، اکسیژن و pH به دقت کنترل می شود.

کمپوست سازی تکنیکی است که شامل ترکیب خاک آلوده با مواد آلی غیرخطرناک مانند کود دامی یا ضایعات کشاورزی است. وجود این مواد آلی از توسعه جمعیت میکروبی غنی و دمای بالا مشخصه کمپوست پشتیبانی می کند. کمپوست‌سازی را می‌توان با استفاده از بادگیرها، شمع‌های استاتیک هوادهی شده یا مخازن کمپوست‌سازی با طراحی خاص انجام داد. سیستم‌های موجود معمولاً با فراهم کردن کنترل بهتر شرایط کمپوست‌سازی اجازه می‌دهند تا درمان در زمان کم‌تری نسبت به شمع پنجره‌ای یا هوادهی تکمیل شود. زمان تصفیه سریع با هزینه اولیه بالای راکتور کمپوست جبران می شود.

Biopile ها ترکیبی از کشاورزی زمین و کمپوست هستند. این طراحی شده است تا دما، رطوبت، هوادهی و شرایط مواد مغذی بهینه را برای ترویج تجزیه زیستی سریع فراهم کند. در بیش‌تر موارد، تخریب توسط میکروارگانیسم های بومی به دست می‌آید. اساساً، سلول‌های مهندسی شده به عنوان شمع‌های کمپوست هوادهی [۵۹- ۵۷] ساخته می‌شوند. به طور معمول برای درمان آلودگی سطحی با هیدروکربن‌های نفتی استفاده می شود، آنها یک نسخه تصفیه شده از کشاورزی زمین هستند که تمایل به کنترل تلفات فیزیکی آلاینده ها از طریق شستشو و تبخیر دارند.

بیوراکتورها سیستم‌های پردازش بیوشیمیایی درجا هستند که برای تجزیه آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی پمپ شده یا فاضلاب با استفاده از میکروارگانیسم‌ها طراحی شده‌اند. زیست پالایی در راکتورها شامل پردازش مواد جامد آلوده (خاک، رسوب، لجن) یا آب از طریق یک سیستم مهار مهندسی شده است. درمان بیوراکتور ممکن است با استفاده از میکروارگانیسم‌هایی انجام شود که به صورت معلق در سیال رشد می‌کنند یا روی یک محیط حمایت کننده رشد جامد متصل می‌شوند. در سیستم‌های رشد معلق، مانند بسترهای سیال یا راکتورهای دسته‌ای توالی، آب‌های زیرزمینی آلوده در حوضه هوادهی به گردش در می‌آیند که در آن جمعیت میکروبی به صورت هوازی مواد آلی را تجزیه می‌کنند و دی اکسید کربن، آب و زیست توده تولید می‌کنند. زیست توده در یک زلال ساز ته نشین می‌شود، سپس یا به حوضه هوادهی بازیافت می‌شود یا به عنوان لجن دفع می شود. در سیستم‌های رشد متصل مانند بیوراکتورهای فیلم ثابت بالارونده، کنتاکتورهای بیولوژیکی دوار (RBC) و فیلترهای چکنده، میکروارگانیسم‌ها به عنوان یک بیوفیلم روی یک ماتریس حمایت از رشد جامد رشد می‌کنند و آلاینده‌های آب تجزیه می‌شوند همانطور که در بیوفیلم پخش می‌شوند. محیط های نگهدارنده شامل جامداتی هستند که سطح زیادی برای اتصال باکتری دارند. ماتریس پشتیبانی می تواند یک محیط جذب کننده مانند کربن فعال باشد که می تواند آلاینده‌ها را جذب کند و به آرامی آنها را به میکروارگانیسم‌ها برای تخریب، بسته‌بندی پلاستیکی یا سرامیکی و حتی ماسه و شن رها کند. جمعیت میکروبی ممکن است از انتخاب طبیعی در راکتور، از غنی‌سازی از محیط‌های آلوده، یا از تلقیح ارگانیسم‌هایی با پتانسیل تخریب آلاینده خاص به دست آمده باشد.

به طور کلی، سرعت و میزان تجزیه زیستی در یک سیستم بیوراکتور بیشتر از سیستم‌های درجا یا فاز جامد است، زیرا محیط محدود قابل مدیریت‌تر است و بنابراین قابل کنترل‌تر و قابل پیش‌بینی‌تر است [۴۸]. با وجود مزایای سیستم‌های راکتوری، معایبی نیز وجود دارد. خاک آلوده به پیش تصفیه نیاز دارد (به عنوان مثال، حفاری) یا، در غیر این صورت، می توان آلاینده را از طریق شستشوی خاک یا استخراج فیزیکی (به عنوان مثال، استخراج خلاء) از خاک جدا کرد قبل از قرار دادن در بیوراکتور.

- انتخاب فن آوری های بهره برداری از تخریب زیستی

زیست پالایی می‌تواند اصلی باشد یا نوع اصلاحی که در یک فناوری خاص رخ می‌دهد یا می‌تواند نتیجه یک فناوری دیگر یا بخشی جدایی ناپذیر از آن فناوری باشد.

برخی از عناصر لازم برای ارزیابی اصلاح فن آوری‌ها به شرح زیر است:

قابلیت کاربرد (آلاینده های هدف)

- حداقل غلظت قابل دستیابی
- زمان لازم برای پاکسازی
- قابلیت اطمینان و نگهداری
- کیفیت خاک ضد آلودگی
- باقیمانده تولید شده (پس از درمان مورد نیاز برای محصولات جانبی)
- داده های سایت مورد نیاز
- هزینه کلی
- پذیرش عمومی
- ایمنی
- وضعیت توسعه
- اثرات زیست محیطی
- وابستگی عملکرد به ویژگی‌های سایت

گروه های اصلی فناوری‌ها استفاده از تجزیه زیستی به عنوان بخشی یا تمام استراتژی‌های اصلاحی آن‌ها در شکل ۱۱ ارائه شده است.

http://wvlc.uwaterloo.ca/biology447/modules/module8/ 8c_s1.htm .(

علاوه بر این، عواملی که باید در طول برنامه ریزی زیست پالایی در نظر گرفته شوند در شکل ۱۱ برجسته شده‌اند.

- بهبود زیست پالایی طبیعی

تضعیف طبیعی که به عنوان زیست پالایی ذاتی نیز شناخته می‌شود، فرآیندهایی را توصیف می‌کند که بر روی یک آلاینده در محیط طبیعی برای کاهش غلظت آلاینده عمل می کنند. این فرآیندها ممکن است شامل رقت، تبخیر، تجزیه زیستی، جذب و واکنش‌های شیمیایی باشد. اگرچه به خودی خود یک فناوری نیست، اما تضعیف طبیعی در مکان‌هایی که پتانسیل مهاجرت آلاینده‌ها کم است یا سایر اقدامات اصلاحی غیرعملی هستند، استفاده شده است. این دسته شامل فناوری های غیرفعال می‌شود.

ظرفیت میکروارگانیسم‌ها یا سایر موجودات موجود در سیستم برای متابولیسم، حذف، کاهش یا غیرفعال کردن آلاینده‌ها. طبق تعریف «درجا» است. زیست پالایی ذاتی یا تضعیف طبیعی افزایش یافته یک جایگزین جذاب برای بسیاری از سایت ها است. میکروارگانیسم‌های طبیعی موجود در محل، ترکیبات سمی را بدون افزودن، اصلاح یا تداخل تجزیه می‌کنند [۶۰، ۶۱].

تضعیف طبیعی جزء تمام راه حل‌های اصلاحی است یا باید باشد [۲۰]. در صورت وجود، تعداد کمی از فن‌آوری‌های اصلاح می‌توانند به اهداف نهایی اصلاحی خاص سایت مانند تضعیف طبیعی دست یابند. بنابراین، درک اصول اولیه واکنش‌های بیوشیمیایی، مکانیسم‌های تضعیف فیزیکی، مبنای نظارتی این فناوری، نحوه اعمال تضعیف طبیعی، مزایا و معایب آن و فرآیند ارزیابی مهم است. تضعیف طبیعی یک رویکرد اصلاحی ª دست آفº است که کاملاً بر فرآیندهای طبیعی و بدون دخالت انسان متکی است [۱۲- ۱۶۰]. فرآیندهای طبیعی شامل مکانیسم‌های فیزیکی/شیمیایی مانند رقیق‌سازی، پراکندگی و جذب آلاینده است [۱۵۹- ۱۶۲- ۱۶۳]. فرآیندهای بیولوژیکی، مانند رشد بدون کمک گیاهان و جوامع میکروبی که آلاینده ها را تجزیه می‌کنند نیز می‌توانند درگیر شوند.

مزایای اولیه میرایی طبیعی عبارتند از:

- حداقل اختلال در سایت، به عنوان مثال، سایت به سادگی با فرآیندهای طبیعی اصلاح می‌شود.
- از آنجایی که شامل هیچ مداخله انسانی نمی‌شود، هزینه های عملیاتی کم تا وجود ندارد.

هزینه‌های مرتبط با میرایی طبیعی معمولاً هستند مربوط به نظارت برای اطمینان از کارکرد فرآیند. محدودیت اصلی تضعیف طبیعی این است که هست کندتر از هر درمان دیگری علاوه بر این، ممکن است مناسب ترین گیاهان و میکروارگانیسم‌ها وجود نداشته باشند و/یا شرایط محیطی طبیعی ممکن است برای تسهیل اصلاح طبیعی آلودگی بهینه نباشد. بنابراین، خطرات سلامتی ناشی از سایت آلوده ممکن است برای مدت زمانی وجود داشته باشد که از نظر اجتماعی یا تجاری قابل قبول نباشد [۱۲- ۲۴- ۱۶۳- ۱۶۱].

- زیست پالایی مهندسی شده

نوع دیگر زیست پالایی مهندسی شده است که در آن اپراتورها نقش فعالی در ترویج یا اجرای فرآیند زیست پالایی دارند. این می‌تواند در محل یا خارج از محل باشد. برخی از فرآیندهایی که در ابتدا برای انجام اصلاح از طریق روش های شیمیایی یا فیزیکی طراحی شده بودند، اکنون حداقل تا حدی شامل فرآیندهای زیست پالایی می شوند. معمولی اینها تهویه زیستی است که در آن هوا از خاک یا آبهای زیرزمینی عبور می کند تا آلاینده‌ها را تبخیر کنند [۹۴- ۱۲۵- ۱۴۸]. اکنون تصور می‌شود که فعالیت های میکروبی در حجم تحت درمان با این فرآیند افزایش می‌یابد.

بسیاری از نمونه‌های زیست پالایی از زیست پالایی ذاتی یا مکانیسم‌هایی برای اصلاح یا تقویت فعالیت‌های این میکروارگانیسم‌های طبیعی استفاده کرده‌اند. به طور معمول، تزریق اکسیژن یا هوا، افزودن مواد مغذی در مقادیر محاسبه شده یا اختلاط سیستم به نوعی انتخاب‌های ارجح بوده است.

- تصمیم گیری در مورد انتخاب فناوری زیست پالایی

به منظور اجرای فرآیند زیست پالایی، یک استراتژی باید توسعه یابد که ممکن است شامل http://wvlc.uwaterloo.ca/biology447/modules/module8/8c_s1.htm) باشد:

- بررسی مقدماتی سایت برای تعیین ژئوشیمی سایت، ویژگی‌های محیطی، شرایط خاک، هیدرولوژی، هیدروژئولوژی، غلظت و توزیع آلاینده ها.
- واکنش‌های میکروبی ذاتی که می‌توانند بر غلظت و توزیع آلاینده‌ها تأثیر بگذارند.
- بررسی دقیق سایت برای تایید این پیشنهادات.
- استفاده از اطلاعات مراحل بالا برای تصمیم گیری در مورد اینکه آیا می‌توان از فرآیندهای زیست پالایی ذاتی یا مهندسی شده برای اصلاح سایت به شرایط مورد نیاز استفاده کرد. این در رابطه با مقررات مربوط به سایت و استفاده پیشنهادی برای سایت انجام می شود.
- اجرای برنامه OR ذاتی یا مهندسی شده برای بررسی گزینه های اصلاح جایگزین.
- نظارت بر سایت برای اثربخشی برنامه.
- برنامه را بر اساس تجزیه و تحلیل های در حال انجام و هر پیشرفت دیگری اصلاح کنید.
- زمانی که به اهداف a پاکسازی o رسیدید برنامه را خاتمه دهید
- کل فرآیند را به طور کامل مستند کنید.

برخی از ابزارهای پشتیبانی تصمیم می‌توانند برای تسهیل فرآیند تصمیم گیری در دسترس باشند [۶۴]. آنها را می توان با در نظر گرفتن حداقل دو معیار گروه بندی کرد:

- ماهیت حمایت

ابزارهایی که به حل مشکلات مربوط به تصمیم گیری کمک می کنند.

ابزارهایی که قابلیت های مدیریت دانش را تسهیل می کنند، ابزارهایی که به هماهنگی فرآیند تصمیم‌گیری توزیع شده کمک می کنند.

ابزارهایی که توصیه‌ها، انتظارات، حقایق، تحلیل‌ها و غیره را ارائه می‌دهند.

ابزارهایی که ممکن است نقش محرکی داشته باشند.

- اهداف پشتیبانی تصمیم‌گیری مبتنی بر رایانه:

- بهبود توانایی تصمیم‌گیری مدیران (و پرسنل عملیاتی) با اجازه دادن به تصمیمات بیش‌تر یا بهتر در محدوده محدودیت‌های شناختی، زمانی و اقتصادی

- افزایش بهره وری تصمیم گیرندگان

- تکمیل یک یا چند مورد از توانایی‌های یک تصمیم گیرنده

- تسهیل یک یا چند مرحله تصمیم گیری

- کمک به تصمیم گیرندگان در پرداختن به تصمیمات بدون ساختار یا نیمه ساختار

شکل ۵ یک منطق و فرآیندی را برای تصمیم گیری در مورد اینکه آیا نشان می‌دهد آیا تلاش نکردن به پاکسازی زیستی برای درمان خاک آلوده و همچنین سوالاتی که باید به آنها پاسخ داده شود و مجموعه ای از نکات تصمیم گیری که می تواند برای "تخمین" احتمال موفقیت زیست پالایی استفاده شود.

(http://wvlc.uwaterloo.ca/biology447/modules/module8/8c_s1.htm). اگر زیست پالایی به عنوان یک گزینه رد شود، می‌توان گزینه‌های غیر زیستی دیگر را نیز در نظر گرفت. دلیل اصلی برای امتحان زیست پالایی ابتدا این است که اغلب ارزان ترین راه حل است.

شکل ۵ الگوریتمی را برای تصمیم‌گیری تصفیه زیستی آب‌های زیرزمینی نشان می‌دهد که می‌تواند دستیابی به اطلاعات لازم برای حل برخی از مسائل را تسهیل کند:

- ایجاد یک فرآیند ارزیابی و انتخاب ساختاریافته.

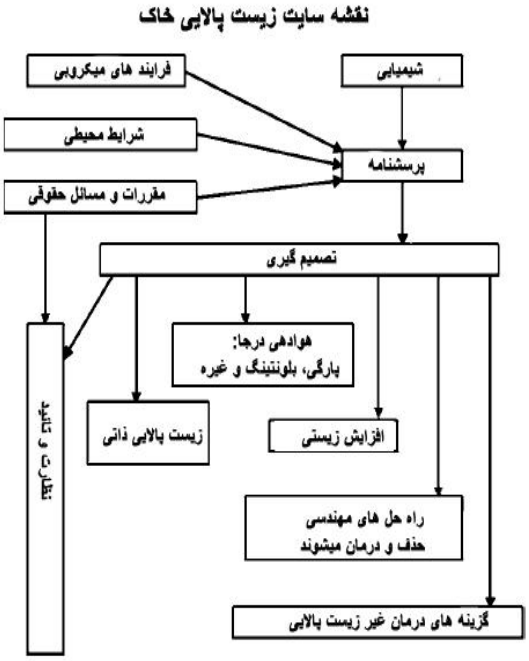
- تعریف معیارهای سازگار و قابل اندازه گیری برای ارزیابی و انتخاب فناوری.

- ارائه ارزیابی مستند و قابل تکرار که می تواند در صورت دسترسی به اطلاعات مورد نیاز به روز شود.

- ارائه یک رویکرد بهینه انعطاف‌پذیر برای ارزیابی و انتخاب فناوری.

- تسریع مراحل اولیه در مطالعات امکان سنجی

- ارائه ابزاری برای ارزیابی مداخلات اصلاحی. تصمیمات درمانی به منظور پاسخگویی سوالات زیر اتخاذ می‌شود :



شکل ۵: نقشه سایت زیست پالایی خاک

- آیا می‌توان محل مشکل را با استفاده از پاکسازی زیستی ذاتی یا طبیعی اصلاح کرد؟

- آیا یک راه حل زیست پالایی مهندسی شده (حذف و تصفیه، پمپاژ و تصفیه آب‌های زیرزمینی و غیره) مورد نیاز است؟

- چه نوع روش زیست پالایی: در محل یا خارج از محل می‌تواند اعمال شود؟

- آیا افزودن مواد مغذی (افزایش زیستی) یا میکروارگانیسم ها می تواند پاکسازی را بهبود بخشد؟

- آیا گزینه های غیر زیست پالایی یا ترکیبی مورد نیاز یا ارجح هستند؟

- مزایا و معایب تخریب آفت کش ها از طریق فرآیندهای زیست پالایی

مجموعه پیچیده ای از تعاملات بین انواع وجود دارد و تعداد میکروارگانیسم‌ها در آب‌های زیرزمینی، توانایی‌های زیست تخریب‌پذیر آنها، محیط آب‌های زیرزمینی و فعالیت‌های زیست پالایی ناشی از آن.

- ماهیت ژئوشیمیایی حجم آب زیرزمینی
- انرژی زیستی فرآیند
- فرآیندهای تبدیل زیستی یا تخریب زیستی
- شرایط مکان برای فرآیندهای زیست پالایی
- طراحی، بهره برداری و نظارت بر فرآیندها

علاوه بر این، عوامل زیادی بر انتخاب فناوری‌های بالقوه زیست پالایی تأثیر می‌گذارند. این شامل [۶- ۱۵- ۱۶- ۱۴۸]:

- نوع و ویژگی‌های آلاینده (خواص، حجم، مکان، خطر مواجهه)
- ویژگی‌های سایت (نوع خاک، نفوذپذیری، خصوصیات آب‌های سطحی و زیرزمینی، اقلیم، زیرساخت های سایت، توپوگرافی، موقعیت مکانی)
- هزینه‌ها (سرمایه، بهره برداری، نگهداری)
- پذیرش نظارتی و عمومی
- برنامه اصلاح

عوامل غالبی که ممکن است بر انتخاب یک فناوری تأثیر بگذارد علم زیست پالایی در مزایا و معایب [۲۵- ۵۰- ۴۸] خلاصه می‌شود.

- مزایای زیست پالایی

معمولاً به جای انتقال آلاینده‌ها از یک محیط زیست محیطی به محیط دیگر مثلاً از زمین به آب یا هوا، تخریب کامل آلاینده‌های هدف امکان پذیر است. زیست پالایی را می توان برای از بین بردن کامل طیف گسترده ای از آلاینده‌ها به کار برد. بسیاری از ترکیباتی که از نظر قانونی خطرناک تلقی می‌شوند، می‌توانند به محصولات بی ضرر تبدیل شوند. بقایای درمان معمولاً محصولات بی ضرر و شامل دی اکسید کربن، آب و زیست توده سلولی است.

مزایای زیست پالایی شامل هزینه های کم‌تر و اختلال کم‌تر در محیط آلوده در مقایسه با سایر روش‌های پاکسازی است. اصلاح زیستی اغلب می‌تواند در محل انجام شود، اغلب بدون ایجاد اختلال عمده در فعالیت های عادی.

این همچنین نیاز به انتقال مقادیری زباله به خارج از محل و تهدیدات بالقوه برای سلامت انسان و محیط زیست را که می‌تواند در حین حمل و نقل ایجاد شود، حذف می‌کند.

زیست پالایی یک فرآیند طبیعی است و بنابراین توسط عموم به عنوان یک فرآیند قابل قبول تصفیه زباله برای مواد آلوده مانند خاک تلقی می شود.

- معایب زیست پالایی

زیست پالایی محدود به آن دسته از ترکیباتی است که هستند زیست تخریب پذیر است و برای موفقیت خود به شرایط مهم سایت نیاز دارد که شامل وجود جمعیت‌های میکروبی متابولیکی با قابلیت متابولیسم، شرایط رشد محیطی مناسب و سطوح مناسب مواد مغذی و آلاینده‌ها می‌شود. آلاینده‌ها ممکن است به صورت جامد، مایع و گاز وجود داشته باشند. همچنین، نگرانی‌هایی وجود دارد که محصولات حاصل از تجزیه زیستی ممکن است پایدارتر یا سمی تر از ترکیب اولیه باشند.

برخی شرایط برای رسیدن به غلظت باکتریایی کافی ضروری است: پذیرندگان الکترون، مواد مغذی (مانند نیتروژن و فسفر)، شرایط غیر سمی.

(استخرهای NAPL احتمالا سمی هستند)، حداقل مقدار منبع کربن (که ممکن است از محدودیت‌های قانونی برای مواد شیمیایی سمی فراتر رود). درمان زیستی اغلب بیش‌تر طول می کشد نسبت به سایر گزینه‌های درمانی، مانند حفاری و حذف خاک یا سوزاندن. همچنین، برون یابی نتایج حاصل از مطالعات در مقیاس نیمکت و آزمایشی به عملیات میدانی در مقیاس کامل دشوار است.

رشد سریع ممکن است با انتقال انتشاری یا همرفتی هر یک از موارد فوق محدود شود.

برای توسعه و مهندسی فناوری‌های زیست پالایی مناسب برای مکان‌هایی با مخلوط پیچیده‌ای از آلاینده‌ها که به طور مساوی در محیط پراکنده نشده‌اند، تحقیقات لازم است.

ارزیابی عملکرد زیست پالایی دشوار است، زیرا اغلب بسیار خاص است و هیچ نقطه پایانی قابل قبولی برای درمان‌های زیست پالایی وجود ندارد.

برگه ۱۱ برخی از مزایا و معایب زیست پالایی را خلاصه می کند [۴۹].

نتیجه‌گیری

آفت کش‌ها آلوده کننده‌های پایداری در محیط هستند و مواد شیمیایی هستند بسیار در محیط پایدار هستند و در اندام ها و زنجیره‌های غذایی انباشته می‌شوند که برای انسان و حیوانات سمی بوده و دارای اثرات مزمنی مانند اختلال در سیستم تولید مثل، ایمنی و غدد درون ریز و همچنین سرطان زا هستند و در محیط در فواصل طولانی به مکان های دور از نقاط رهاسازی منتقل می‌شوند.

سموم دفع آفات به طور گسترده برای افزایش بهره وری کشاورزی استفاده می‌شود، اما باید به اثرات نامطلوب احتمالی آنها بر محیط زیست و سلامت انسان توجه بیش‌تری شود.

هنگامی که یک آفت‌کش به محیط وارد می‌شود، خواه از طریق کاربرد، دفع یا نشت، می‌تواند تحت تأثیر بسیاری از فرآیندها قرار گیرد.

این فرآیندها با تأثیر بر ماندگاری و حرکت آن در محیط، سرنوشت شرایط محیطی، سیستم‌های مدیریت محصول، و شیوه های جابجایی مواد شیمیایی، همگی می توانند بر هر فرآیند تأثیر بگذارند. درک سرنوشت آفت کش‌ها می‌تواند به اطمینان حاصل شود که کاربردها نه تنها موثر هستند، بلکه برای محیط زیست نیز ایمن هستند.

این فرآیندهای سرنوشت ساز می‌توانند تأثیرات مثبت و منفی بر اثر آفت کش یا تأثیر آن بر محیط زیست داشته باشند. زیست پالایی تکنیکی را برای پاکسازی آلودگی با تقویت فرآیندهای تخریب زیستی مشابهی که در طبیعت رخ می دهد ارائه می‌دهد. زیست پالایی جایگزینی است که امکان تخریب یا بی ضرر کردن آفت کش‌های مختلف را با استفاده از فعالیت بیولوژیکی طبیعی ارائه می‌دهد.

کنترل و بهینه سازی فرآیندهای زیست پالایی یک سیستم بسیار پیچیده است. این عوامل عبارتند از: وجود یک کنسرسیوم میکروبی که قادر به تجزیه آلاینده‌ها باشد. در دسترس بودن آلاینده‌ها برای جمعیت میکروبی؛ عوامل محیطی (نوع خاک، دما، pH، وجود اکسیژن یا سایر گیرنده های الکترون و مواد مغذی). پاکسازی زیستی می‌تواند در محل (در محل آلودگی) یا خارج از محل (آلاینده‌ها از محل آلودگی برداشته می‌شوند و در جای دیگری درمان می‌شوند) رخ دهد.

با فرض اینکه فرآیند شناسایی سایت نتایج بالقوه مطلوبی را از زیست پالایی به عنوان یک گزینه درمانی نشان داده است، فرآیندهای اجرای فعالیت های زیست پالایی باید به شرح زیر باشد:

- مشخصات شرایط هیدرولوژیکی و آلاینده سایت از نظر فرآیندهای میکروبیولوژیکی.
- حذف هرگونه آلودگی شدید (مانند مخازن نشتی یا سایر منابع آلاینده) و هر فاز غیر قابل اختلاط جداگانه (مانند استخرهای بنزین در سطح آب زیرزمینی).
- مطالعات امکان سنجی از جمله مطالعات جذب طراحی و عملیات

به این ترتیب، از تکنیک‌های نسبتاً کم‌هزینه و با فناوری کم استفاده می‌کند که عموماً از مقبولیت عمومی بالایی برخوردار هستند و اغلب می‌توانند در محل انجام شوند.

جدول۳- مشخصات شرایط هیدرولوژیکی و آلاینده سایت از نظر فرآیندهای میکروبیولوژیکی

فاکتور مورد نظر	محدودیت	مزایا	مثال	تکنولوژی
توانایی تجزیه زیستی میکروارگانیسم‌های بومی حضور فلزات و دیگر مواد غیرآلی پارامترهای محیطی تجزیه زیستی آلاینده‌ها انحلال پذیری شیمیایی توزیع آلاینده‌ها	محدودیت های محیطی زیاد شدن زمان تصفیه مشکلات نظارتی	زیاد بودن هزینه بهره برداری غیرتهاجمی نسبتا منفعل پتانسیل طبیعی فرآیند تصفیه آب و خاک	در موقعیت زیست پالایی زیست پارگی تهویه زیستی افزایش زیستی	در موقعیت
موارد بالا	فضای موردنیاز زیاد شدن زمان تصفیه نیاز به کنترل لجن از دست رفته مشکلات انتقال مواد محدودیت فراهمی زیستی	پایین بودن هزینه بهره برداری امکان انجام در محل	زمین کشاورزی کمپوست سازی بیوپیل ها	خارج از موقعیت
موارد بالا افزایش زیستی اصلاحات سمیت غلظت سمیت آلاینده ها	نیاز به حفاری خاک بالا بودن هزینه مربوطه بالا بودن هزینه بهره برداری	سرعت بالای تجزیه مطالعه پارامترهای محیطی افزایش انتقال جرم استفاده موثر از منعقدکننده‌ها و سورفاکتانت ها	راکتور دوغابی راکتور آبی	

منابع

[1] Klecka, G. M., 1985, Biodegradation, in Environmental Exposure from Chemicals (Eds: W. B. Neely, G. E. Blau), CRC Press, Boca Raton.

[2] L. P. Wackett, Hershberger, C.D., 2001, Biocatalysis and Biodegradation :Microbial Transformation of Organic Compounds, ASM Press, Wa -shington DC.

[3] Neely, W. B., 1985, Hydrolysis, in Environmental Exposure from Chemicals)Eds: W. B. Neely, G. E. Blau), CRC Press, Boca Raton.

[4] Product Properties Test Guidelines. Oxidation/Reduction: Chemical Incompatibility, EPA 712±C±96±023, OPPTS 830.6314, US EPA,Washington DC 1996.

[5] W. B. Mills, D. B. Porcella, M. J. Ungs, S. A. Gherini, K. V. Summers, L., 1985, Mok et al., Water Quality Assessment: a Screening Prodedure for Toxic and Conventional Pollutants, Parts 1, 2 and 3, EPA-600/f6±82±004 a, b, c, US EPA, Washington DC.

[6] Selection Criteria for Mathematical Models Used in Exposure Assess-ments ± Surface Water Models, Exposure Assessment Group, Office of Sci .Health and Environmental Assessment, EPA/600/8±87/042, USEPA,Washington DC 1987.

[7] Mill, T., Mabey, W., 1985, Photochemical transformations, in Environmental Exposure from Chemicals (Eds: W. B. Neely, G. E. Blau), CRC Press ,Boca Raton.

[8] J. L. Zhang, C. L. Qiao., 2002, Novel approaches for remediation of pesticide pollutants, Int. J. Environ. Pollut., 18, 423±433.

[9] M. Gavrilescu, Macoveanu, M., 2002, Engineering concerns in anaerobic wastewater treatment, Clean Technol. Environ. Policy, 3, 346±362.

[10] J. M. Bollag, S. Y. Liu., 1990, Biological transformation processes of pesticides ,in Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling)ed: H.H. Cheng), SSSA Book Ser. 2., SSSA, Madison, 169±211.

[11] R. Crawford, T. F. Hess, Paszczynski, A., 2004,Combined biological and abiological degradation of xenobiotic compounds, in Soil Biology,Vol. 2 :Biodegradation and Bioremediation (Eds:A. Singh,O. P. Ward,(Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 251±278.

[12] R. Singhvi, R.N. Koustas, M. Mohn., 1994, Contaminants and Remediation Options at Pesticide Sites, EPA/600/R-94/202, US EPA, Office of Research and Development, Risk Reduction Engineering Laboratory,Cincinnati.

[13] Pignatello, J. J., M.M. Martinson, J. G. Steiert, R. E. Carlson, R. L .Crawford., 1983, Biodegradation and photolysis of pentachlorophenol in artificial freshwater streams, Appl. Environ. Microbiol, 46.

[14] V. S. Magar, H.D. Stensel, J. Puhakka, J. Ferguson., 2000, Characterization studies of an anaerobic, pentachlorophenol-degrading enrichment culture, Bioremediation J., 4, 285±293.
[15] Engineering Bulletin: Thermal Desorption Treatment, EPA/540/S-94501/US.EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Office of Research and Development, Washington DC 1994.
[16] King, J.W., 1990, Analytical supercritical fluid extraction, in Analytical Supercritical fluid Chromatography and Extraction (Eds: M. L. Lee, K. E. Markides), Chromatography Conferences, Provo, Utah.
[17] S. B. Hawthorne, J.W. King., 1998, Principles and practice of analytical SFE, in Supercritical Fluid Chromatography and Extraction (Eds: M. Caude ,D. Thiebaut), Harwood Academic Publishers, Chur, Switzerland.
[18] Camel, V., 1998, Supercritical fluid extraction as a useful method for pesticides determination, Analysis Magaz., 26, 99±111.
[19] N. L. Rozzi, R. K., 2002, Singh, Supercritical fluids and the food industry,Compreh. Rev. Food Sci. Food Saf., 1, 33±34.
[20] R.N. Koustas, D. Fischer., 1998, Review of separation technologies for treating pesticide-contaminated soil, J. Air Waste Manag. Assoc., 48.
[21] SITE Superfund Innovative Technology Evaluation, SITE Technology Capsule: J. R. Simplot, Ex Situ Bioremediation Technology, Dinoseb .EPA/540/r-94/508a, US EPA, Office of Research and Development ,National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH 1995.
[22] N. C. C. Gray, P.R. Cline, G. P. Moser, L. E. Moser, H. A. Guiler, A. L.Gray., 1999, et al., Full-scale bioremediation of chlorinated pesticides, in Bioremediation of Nitroaromatic and Haloaromatic Compounds (Eds :B. C. Alleman, A. Leeson), Battelle Press. Columbus.
[23] J. Gao, A. W. Garrison, C. Mazur, N. L. Wolfe, C. Hoehamer,. 1999, Phytoremediation of organophosphorous (op) compounds using axenic plant tissue cultures and enzyme extracts, in Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications (Eds: A .Leeson, B. C. Alleman), Batetelle Press, Columbus OH.
[24] J. van Leeuwen, R. U. Edgehill, B. Jin., 1999, Biological treatment of wastewaters from pesticide and starch manufacture, in Bioreactor and Ex situ Biological Treatment Technologies (Eds B. C. Alleman,A. Leeson), Batetelle Press, Columbus OH.
[25] R. R. Dupont, C. J. Bruell, D. C. Downey, S.G. Huling, M. C. Marley ,R.D. Norris., 1998, et al., Innovative Site Remediation Technology, Design & Application: Bioremediation, American Academy of Environmental Engineers.
[26] Cost and Performance Summary Report: Ex Situ Bioremediation of Soils at the Novartis Site, Cambridge, Ontario. Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA., Technology Innovation Office, Wa -shington DC 1999.
[27] J. K. Sheldon, R. B. King, G. M. Long., 1997, Practical Environmental Bioremediation. The Field Guide, 2nd ed., CRC Press, Boca Raton.
[28] M. D. Aitken, T. C. Long., 2005, Biotransformation, biodegradation and bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons, in Soil Biology ,Vol. 2: Biodegradation and Bioremediation (Eds: A. Singh, O. P. Ward ,(Springer Verlag, Berlin, Heidelberg 2004, 83±124 .Eng. Life Sci., 5, No. 6
http://www.els-journal.de WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinhe٥٢٥Eng. Life Sci. Review
[29] M. Walter, J.M. Guthrie, S. Sivakumaran, E. Parker, A. Slade, D. McNaughton., 2003, et al., Screening of New Zealand native white-rot isolated for PCB degradation, Bioremed. J., 7, 119±128.
[30] L. Branza, M. Dring, M. Gavrilescu., 2005, Ability of different algal species to take up heavy metals from wastewater: a review, The Phycologist, 68, 30±31.
[31] Branza, L., M. Dring, M., 2005, Gavrilescu, Biosorption of Cu2+ ions from aqueous solution by Enteromorpha sp., Environ. Eng. Manag. J. 2005, 4, 29±46.
[32] D. C. Adriano, J.M. Bollag, W. T. Frankenberger Jr., R. C. Sims., 1999, Bioremediation of Contaminated Soils, American Society of Agronomy.
[33] J. Aislabie, G. Lloyd-Jones., 1995, A review of bacterial-degradation of pesticides, Austral. J. Soil Res., 33, 925±942.
[34] I. J. Dunn, E. Heinzle, J. Ingham, J. E., 1992, Prenosil, Biological Reaction Engineering, VCH, Weinheim.
[35] W.W. Mohn, J. M. Tiedje., 1992, Microbial reductive dehalogenation, Microbiol. Rev., 56, 482±507.
[36] B. V. Chang, J. X. Zheng, S. Y. Yuan., 1996, Effects of alternative electron donors, acceptors and inhibitors in pentachlorophenol dechlorination in soil, Chemosphere, 33, 313±320.
[37] E. M. D'Angelo, K. R. Reddy., 2000, Aerobic and anaerobic transformations of pentachlorophenol in wetland soils, Soil Sci. Soc. Am. J., 64, 933±943.
[38] R. S. Boethling, D. MacKay., 2000, Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals, Lewis Publishers, Boca Raton 2000.
[39] Munnecke, D. E., 1972, Factors affecting the efficacy of fungicides in soil, Annual Rev. Phytopathol., 10, 375±398.
[40] Karunasagar, J., 2002, Bioremediation of the marine environment, in Encyclopedia of the Life Support Systems, Eolss Publishers, Oxford, UK (http://www.eolss.net).
[41] J. T. Cookson Jr., 1995, Bioremediation Engineering: Design and Application, McGraw Hill.
[42] M. Leppänen., 1995, The role of feeding behaviour in bioaccumulation of organic chemicals in benthic organisms, Ann. Zool. Fennici, 32, 247±255.
[43] A.U. Conrad, R. J. Fleming, M. Crane., 1999, Laboratory and field response of Chironomus riparius to a pyrethroid insecticide, Water Res., 33, 1603±1610.
[44] A.W. Decho, S. N. Luoma., 1994, Humic and fulvic acids: sink or source in the availability of metals to the marine bivalves Macoma balthica and Potamocorbola amurensis? Mar. Ecol. Progr. Ser., 108, 133±145.
[45] J. Kukkonen, A. Oikari., 1991, Bioavailability of organic pollutants in boreal waters with varying levels of dissolved organic material, Water Res., 25, 455±463.
[46] A. P. Freidig, E. Artola Garicano, F. J.M. Busser, J. L. M. Hermens., 1998, Estimating impact of humic acid on bioavailability and bioaccumulation of hydrophobic chemicals in guppies using kinetic solid-phase extraction, Environ. Toxicol. Chem., 17, 998±1004.
[47] E. M. Lamoureux, B. J. Brownawell., 1999, Chemical and biological availability of sediment sorbed hydrophobic organic contaminants, Environ. Toxicol. Chem., 18, 1733±1741.
[48] O. P. Ward, A. Singh., 2004, Evaluation of current soil bioremediation Technologies, in Soil Biology,Vol. 1: Applied Bioremediation and Phytoremediation (Eds: A. Singh, O. P. Ward), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 187±214.
[49] Vidali, M., 2001, Bioremediation. An overview, Pure Appl. Chem., 73, 1163±1172.
[50] Bioremediation of Hazardous Waste Sites: Practical Approach to Implementation, Seminars, USEPA, EPA/625/K-96/001 2001.
[51] Handbook on In Situ Treatment ofHazardous Waste Contaminated Soils, EPA/540/2±90/002 USEPA, 2002.
[52] F. I. Khan, T. Husain, R. Hejazi., 2004, An overview and analysis of site remediation technologies, J. Env. Manag., 71, 95±122.
[53] G. M. Pierzynski, J. T. Sims, G. F. Vance., 1994, Soils and Environmental Quality, Lewis Publishers, Ann Arbor.
[54] J. J. Malot., 1989, Cleanup of a gasoline contaminated site using vacuum extraction technology, in Petroleum Contaminated Soils, (Eds: E. J. Calabrese, P. T. Kostecki), Vol. 2, Lewis Publishers, Chelsea 283±301.
[55] Boeve, L., 1989, Removing petroleum products from soils with ozone, ultraviolet, ultrasonics, and ultrapure water, in Petroleum Contaminated Soils (Eds: E. J. Calabrese, P. T. Kostecki), Vol. 2., Lewis Publishers, Chelsea, 279±282.

[56] Tokyo Metropolitan Government, Effectively Controlling Hazardous Chemicals, 2003. (http://www.kankyo. metro.tokyo.jp/kouhou/english2003/honpen/main_10.html(
[57] F. M. von Fahnestock, G. B. Wickramanayake, K. J. Kratzke, W. R. Major., 1998, Biopile Design, Operation, and Maintenance Handbook for Treating Hydrocarbon Contaminated Soil, Battelle Press, Columbus.
[58] J. R. Simplot., 2005, Ex situ Bioremediation Technology, Dinoseb, EPA/540/R94/508a, US EPA, Site technology capsule, Washington DC.
[59] ACitizen's Guide to Natural Attenuation ± Technology Fact Sheet, Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency, 542-F-96±015, US EPA, Washington DC 1996.
[60] Rifai, H. S., 1998, One hundred years of natural attenuation, Bioremediation J., 2, 217±219.
[61] S. Delisle, C.W. Greer., 2004, Remediation of organic pollutants through natural attenuation, in Soil Biology,Vol. 1: Applied Bioremediation and Phytoremediation (Eds: A. Singh, O. P. Ward), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 159±186.
[62] Levitan, L., 1997, An overview of pesticide impact assessment systems, Proc of the OECD Workshopon Pesticide Risk Indicators, Copenhaga, Cornell University.
[63] D. K. McBride., 1989, Managing Pesticides to Prevent Groundwater Contamination, North Dakota State University Extension Service, Publication E-979.
[64] D. K. Asante-Duah., 2005, Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration, Wiley, New York 1996. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim http://www.els-journal.de Eng. Life Sci., 5,No. 6.