دانشکده کشاورزی
گروه آبیاری و زهکشی

پایان نامه
کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی

عنوان

مطالعه لایسیمتری حرکت آب و انتقال باکتری فکال کلی‌فرم موجود در پساب تصفیه شده در آبیاری قطره‌ای

نگارش
فروغ عباسی تشنیزی

استاد راهنمای اول
دکتر مهدی کوچک‌زاده

استاد راهنمای دوم
دکتر فریبرز عباسی

اسفند ماه ۱۳۹۲

تقدیم به آنان که عاشقانه دوستشان دارم

مادرم، قرار لحظه‌های بی‌قرارم

پدرم، استوارترین تکیه‌گاهم

و

همسفران مهربان زندگیم که با هم آغاز نمودیم، در کنار هم آموختیم و به امید هم به آینده چشم می‌دوزیم.

چکیده

کمبود منابع آب شیرین یک نگرانی روزافزون در سراسر جهان است. وجود آب برای کشاورزی یکی از مهمترین فاکتورها در نواحی خشک و نیمه‌خشک است. فاضلاب‌های شهری تصفیه شده یک منبع مهم برای این امر محسوب می‌شوند. حتی پس از تصفیه نیز ممکن است فاضلاب حاوی انواع مختلفی از میکروارگانیسم‌ها باشد که برای انسان و محیط زیست خطرناک هستند. بنابراین پتانسیل انتقال آلودگی یک مسئله جدی در مورد استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای کشاورزی است. بدین منظور می‌توان از روش‌های نوین آبیاری در ارتباط با فاضلاب تصفیه شده برای کشاورزی بهره برد. لذا، طی پژوهش حاضر، حرکت فکال کلی‌فرم موجود در پساب تصفیه شده در ستون‌های آزمایشگاهی به قطر داخلی ۳۰ و ارتفاع ۶۰ سانتی‌متر که یکی به سیستم آبیاری قطره‌ای سطحی (DI) و دیگری به سیستم آبیاری قطره‌ای زیرسطحی (SDI) مجهز بودند، مورد ارزیابی قرار گرفت. بدین منظور پس از هر بار آبیاری، از زهاب خروجی و محلول خاک در هر ستون نمونه‌برداری شد. نتایج حاکی از آن بود که در هر دو ستون جمعیت باکتری بیشتر شده‌است، با این حال تفاوت معنی‌داری بین میزان باکتری در زهاب خروجی از دو ستون وجود نداشت. همچنین مشاهده گردید که میزان آلودگی لایه ۱۵ سانتی‌متری زیر سطح خاک در ستون SDI نسبت به ستون DI کمتر بود. به منظور شبیه‌سازی انتقال باکتری، از مدل HYDRUS-1D استفاده گردید. برای واسنجی مدل و بدست آوردن پارامترهای هیدرولیکی خاک، حجم پساب ورودی به ستون DI مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد که مدل HYDRUS-1D توانست با دقت قابل قبولی حجم خروجی از ستون DI را شبیه‌سازی کند. برای شبیه‌سازی انتقال باکتری فکال کلی‌فرم با استفاده از قابلیت‌های حل معکوس مدل HYDRUS-1D از سه مدل جذب تک مکانی، مدل جذب-واجذب سینتیک دو مکانی و جذب-واجذب سینتیک تک مکانی موجود در مدل HYDRUS-1D استفاده گردید. در شبیه‌سازی انتقال باکتری، مدل جذب تک مکانی به علت داشتن کمترین مقدار RMSE و SSQ و بیشترین مقدار R^2 از بین سه مدل مورد بررسی به عنوان بهترین مدل انتخاب گردید. مدل جذب تک مکانی ضریب رشد باکتری در فاز جامد را حدود ۶ برابر از ضریب رشد در فاز محلول بیشتر برآورد کرد. این مطلب نشانگر آن است که سلول‌های رسوب کرده در مقایسه با سلول‌های موجود در فاز محلول، شدت تقسیم بیشتری داشته‌اند. در بررسی تأثیر دور و مدت زمان‌های مختلف مشاهده گردید که با افزایش ساعات آبیاری مقدار باکتری بیشتری از نیم‌رخ خاک شسته و به اعماق پایین‌تر خواهد رفت. همچنین با افزایش فواصل آبیاری به تعداد باکتری‌های موجود در خاک افزوده شد که علت آن مساعد بودن شرایط محیطی و غذایی برای رشد باکتری بود. با توجه به شرایط حاکم بر پژوهش حاضر بهترین دور و مدت آبیاری از نظر تعداد باکتری موجود در نیم‌رخ خاک، به ترتیب یک روز و ۴ ساعت انتخاب گردید.

کلمات کلیدی: آبیاری قطره‌ای سطحی، آبیاری قطره‌ای زیرسطحی، پساب، باکتری فکال کلی‌فرم، HYDRUS-1D، مدل جذب تک مکانی

فهرست مطالب

فصل اول ۱
۱-۱-مقدمه ۲
۱-۲-روش‌های نوین آبیاری ۲
۱-۳-آب‌های غیر متعارف ۳
۱-۳-۱-منابع آب غیر متعارف در ایران ۴
۱-۴-مزایا و معایب استفاده از فاضلاب‌ها ۵
۱-۵-انتقال املاح در خاک ۶
۱-۶-مکانیزم‌های انتقال و نگهداشت باکتری در خاک ۷
۱-۶-۱-انتقال ۷
۱-۶-۱-۱-جریان توده‌ای ۷
۱-۶-۱-۲-انتشار آبی ۸
۱-۶-۲-تبادل جرم بین فاز مایع و جامد. ۸
۱-۶-۲-۱-جذب ۸
۱-۶-۲-۱-۱-فاکتورهای فیزیکی مؤثر بر جذب باکتری ۹
۱-۶-۲-۱-۲-فاکتورهای شیمیایی مؤثر بر جذب باکتری ۱۱
۱-۶-۲-۱-۳-فاکتورهای میکروبیولوژیکی مؤثر بر جذب باکتری ۱۲
۱-۶-۲-۲-واجذب باکتری از خاک ۱۲
۱-۶-۳-بقای باکتری‌های بیماری‌زا در خاک ۱۳
۱-۶-۳-۱-فاکتورهای مؤثر بر غیر فعال شدن باکتری‌های بیماری‌زا در خاک ۱۳
۱-۶-۳-۱-۱-فاکتورهای غیر زنده ۱۳
۱-۶-۳-۱-۲-فاکتورهای زنده ۱۵
۱-۶-۴-پالایش ۱۶
۱-۶-۴-۱-اندازه ذرات خاک ۱۷
۱-۶-۴-۲-مرز مشترک آب-هوا ۱۸
۱-۶-۴-۳-اندازه و شکل سلول باکتری ۱۸
۱-۷-مدل‌های عمومی انتقال باکتری ۱۸
۱-۸-باکتری شاخص ۱۹
۱-۸-۱-باکتری فکال کلی‌فرم ۲۰
۱-۹-ارتباط بین باکتری‌ها و خاک ۲۱
۱-۱۰-اهداف پژوهش ۲۳
فصل دوم ۲۴
۲-۱-مقدمه ۲۵
۲-۱-۱-مطالعه انتقال باکتری در خاک ۲۵
۲-۱-۲-مطالعه شبیه‌سازی رطوبت در خاک ۳۷
فصل سوم ۳۹
۳-۱-مقدمه ۴۰
۳-۲-خاک آزمایش ۴۰
۳-۳-فاضلاب مورد استفاده ۴۰

۳-۴-نحوه پر کردن ستون‌های آزمایش ۴۱
۳-۵-سیستم آبیاری ۴۳
۳-۵-۱-آماده سازی و نصب تانسیومتر ۴۳
۳-۶-برنامه آبیاری ۴۴
۳-۷-اندازه‌گیری‌های حین آزمایش ۴۵
۳-۷-۱-روش اندازه‌گیری غلظت باکتری در آزمایشگاه ۴۵
۳-۸-مدل HYDRUS-1D ۴۶
۳-۹-معادله کلی حاکم بر انتقال باکتری در خاک ۴۸
فصل چهارم ۵۰
۴-۱-مقدمه ۵۱
۴-۲-بررسی حرکت آب در ستون‌های خاک ۵۱
۴-۲-۱-ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۱
۴-۲-۲-ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ۵۲
۴-۳-بررسی تغییرات غلظت باکتری در ستون‌های خاک ۵۳
۴-۳-۱-ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۳
۴-۳-۲-ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ۵۷
۴-۴-مقایسه زهاب خروجی از ستون‌های آبیاری قطره‌ای سطحی و زیرسطحی ۶۱
۴-۵-ضریب فیلتراسیون (λ_f) ۶۲
۴-۶-مدل‌سازی ۶۳
۴-۶-۱-شرایط مرزی و اولیه مدل ۶۳
۴-۶-۲-برآورد پارامترهای هیدرولیکی خاک ۶۳
۴-۶-۳-شبیه‌سازی جریان آب ۶۴
۴-۶-۳-۱-بیلان آب در آبیاری قطره‌ای سطحی ۶۴
۴-۶-۳-۲-بیلان آب در آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۶۶
۴-۶-۴-شبیه‌سازی انتقال باکتری در خاک ۶۶
۴-۶-۴-۱-شبیه‌سازی با مدل جذب تک مکانی و مدل جذب-واجذب سینتیک تک مکانی و دو مکانی ۶۶
۴-۶-۴-۱-۱-مدل جذب تک مکانی ۶۷
۴-۶-۴-۱-۲-مدل جذب-واجذب سینتیک تک مکانی ۶۷
۴-۶-۴-۱-۳-مدل جذب-واجذب سینتیک دو مکانی ۶۸
۴-۶-۵-ارزیابی مدل‌ها ۷۰
۴-۶-۶-بررسی دور و مدت زمان‌های مختلف آبیاری ۷۰
فصل پنجم ۷۳
۵-۱-مقدمه ۷۴
۵-۲-بررسی حرکت آب در ستون‌های خاک ۷۴
۵-۳-بررسی تغییرات غلظت باکتری در ستون‌های خاک ۷۴
۵-۴-شبیه‌سازی جریان آب ۷۶
۵-۵-شبیه‌سازی انتقال باکتری در خاک ۷۷
۵-۶-پیشنهادات ۷۸
منابع ۷۹

فهرست اشکال

شکل ۱-۱- وضعیت باکتری‌ها در محیط خاک ۲۲
شکل۳-۱- محل برداشت پساب برای آزمایش..... ۴۱
شکل۳-۲- نمایی از ستون خاک مورد استفاده در آزمایش..... ۴۲
شکل۳-۳- نمای کلی طرح..... ۴۲
شکل ۴-۱- حجم تجمعی پساب ورودی و خروجی از ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۲
شکل ۴- ۲- حجم تجمعی ورودی و خروجی از ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ۵۳
شکل ۴-۳- تعداد باکتری در پساب ورودی و زهاب خروجی ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۵
شکل ۴-۴- تعداد باکتری در پساب ورودی و محلول خاک در ۱۵ سانتی‌متر بالای قطره‌چکان در آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۵
شکل ۴-۵- تعداد باکتری در محلول خاک در ۱۵ سانتی‌متر بالای قطره‌چکان و زهاب خروجی از ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی..... ۵۶
شکل ۴- ۶- تعداد باکتری در محلول خاک ۱۵ سانتی‌متر بالای قطره‌چکان، زهاب خروجی و پساب ورودی ستون آبیاری قطره‌ای زیرسطحی..... ۵۶
شکل ۴-۷- تعداد باکتری در پساب ورودی و محلول خاک ۱۵ سانتی‌متر زیر قطره‌چکان در آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۵۷
شکل ۴- ۸-تعداد باکتری در زهاب خروجی و پساب ورودی در ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ۵۸
شکل ۴-۹- تعداد باکتری در محلول خاک در عمق ۱۵ سانتی‌متری زیر قطره‌چکان و پساب ورودی در ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ... ۵۸
شکل ۴-۱۰- تعداد باکتری در محلول خاک عمق ۱۵ سانتی‌متر زیر قطره‌چکان و زهاب خروجی از ستون آبیاری قطره‌ای سطحی..... ۵۹
شکل ۴-۱۱- تعداد باکتری در محلول خاک عمق ۱۵ سانتی‌متری زیر قطره‌چکان، زهاب خروجی و پساب ورودی به ستون آبیاری قطره‌ای سطحی..... ۵۹
شکل ۴- ۱۲- تعداد باکتری در زهاب خروجی آبیاری قطره‌ای زیرسطحی و سطحی ۶۱
شکل ۴-۱۳- نمودار عمق خروجی تجمعی اندازه‌گیری و شبیه‌سازی شده در ستون آبیاری قطره‌ای سطحی ۶۵
شکل ۴-۱۴- ارتباط بین عمق تجمعی اندازه‌گیری و شبیه‌سازی شده توسط مدل HYDRUS-1D ۶۵
شکل ۴- ۱۵- مدل جذب تک مکانی ۶۹
شکل ۴- ۱۶- مدل جذب-واجذب سینتیک تک مکانی ۶۹
شکل ۴- ۱۷- مدل جذب-واجذب سینتیک دو مکانی ۶۹
شکل ۴- ۱۸- تغییرات غلظت باکتری با عمق در دور آبیاری یک ۷۲
شکل ۴- ۱۹-تغییرات غلظت باکتری با عمق در دور آبیاری ۲ روز ۷۲
شکل ۴- ۲۰-تغییرات غلظت باکتری با عمق در دور آبیاری ۳ روز ۷۲
شکل ۴- ۲۱-تغییرات غلظت باکتری با عمق در مدت آبیاری یک ساعت ۷۲
شکل ۴- ۲۲- تغییرات غلظت باکتری با عمق در مدت آبیاری ۲ ساعت ۷۲
شکل ۴- ۲۳- تغییرات غلظت باکتری با عمق در مدت آبیاری ۳ ساعت ۷۲

فهرست جداول

جدول ۳-۱- مشخصات شیمیایی خاک مورد استفاده آزمایش ۴۰
جدول ۳-۲- مشخصات فیزیکی خاک مورد استفاده در آزمایش ۴۰
جدول ۳-۳- مشخصات پمپ مورد استفاده در آزمایش ۴۳
جدول۴-۱- بیلان آب مقادیر اندازه‌گیری شده در دوره آزمایش ۵۳
جدول۴- ۲-مقدار ضریب فیلتراسیون در دو روش آبیاری و دو عمق متفاوت ستون خاک ۶۲
جدول۴-۳- پارامترهای هیدرولیکی خاک با استفاده از بسته نرم افزاری ROSETTA ۶۳
جدول ۴-۴- پارامترهای هیدرولیکی خاک پس از واسنجی مدلHYDRUS-1D ۶۴
جدول۴-۵- بیلان آب ستون آبیاری قطره‌ای سطحی در فرآیند شبیه سازی مدل HYDRUS-1D ۶۴
جدول۴- ۶- پارامترهای مدل جذب تک مکانی، جذب-واجذب سینتیک تک مکانی و دو مکانی برازش داده شده بر منحنی رخنه باکتری ۶۸
جدول۴- ۷- غلظت باکتری شبیه‌سازی شده با مدل HYDRUS-1D در اعماق ۳۰، ۶۰ و ۱۰۰ سانتی‌متر نیم‌رخ خاک در پایان ۲۵ اُمین آبیاری ۷۱

فصل اول

مقدمه و کلیات

۱-۱- مقدمه

کمبود منابع آب شیرین یک نگرانی روز افزون در سراسر جهان و به ویژه در خاورمیانه و شمال آفریقا می‌باشد. با توجه به میزان آب در دسترس در این مناطق انتظار می‌رود که همچنان تنش‌های آبی در این مناطق وجود داشته باشند. در بسیاری از کشورهای خشک و نیمه خشک، منابع آبی به شدت کاهش و برنامه‌ریزان به هر منبعی از آب که ممکن است استفاده اقتصادی داشته باشد، توجه کرده و آن را گسترش داده‌اند. بنابراین، با تأکید بر لزوم تنظیم رشد جمعیت، باید سیاست‌ها و راهکارهای استفاده کارا از منابع آب، همراه با پیش بینی فناوری‌های مورد نیاز، برای مقابله با این عامل مهم محدود کننده مد نظر قرار گیرد. با توجه به رشد آگاهی‌ها از محدودیت‌های طبیعی در این مناطق، استفاده مجدد از فاضلاب‌ها و سیستم‌های نوین آبیاری برای کشاورزی که بیشترین سهم مصرف آب را دارد، اهمیت بیشتری پیدا کرده است.

استفاده از فاضلاب شهری تصفیه شده به عنوان یک منبع آب جایگزین، در اقصی نقاط دنیا افزایش یافته و رویکرد جهانی، نشان دهنده افزایش روز افزون استفاده از این منبع غیر متعارف در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه است. کاهش هزینه آب شیرین‌کن‌ها و امکان استفاده از فاضلاب تصفیه شده امکان بهره‌گیری از منابع آب نامتعارف را بیش از پیش نموده است. بیش از دو سوم آب مصرفی در بخش‌های خانگی و صنعت و معدن به صورت فاضلاب‌ها به محیط برگشته و به نوعی موجب آلودگی منابع آب و خاک می‌شود. از سوی دیگر همین پساب‌ها پس از انجام فرآیندهای لازم تبدیل به منابع آب جایگزین و مناسب برای مصارف گوناگون به ویژه کشاورزی می‌شوند (نشریه شماره ۴۰۹، وزارت نیرو). از آن‌جا که فاضلاب‌ها حاوی نمک، ترکیبات فلزی سمی و پاتوژن‌ها می‌باشند، بنابراین استفاده بدون برنامه از آن‌ها می‌تواند برای خاک و محیط زیست مضر باشد.

باید توجه داشت که حتی بعد از تصفیه نیز، ممکن است فاضلاب حاوی انواع مختلفی از میکروارگانیسم‌ها باشد که برای انسان بیماری‌زا هستند. بنابراین پتانسیل انتقال آلودگی، یک مسئله جدی در مورد استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای کشاورزی است (Crook, 1998). با توجه به این‌که بسته به نوع روش آبیاری، مسیرهای مختلفی برای حرکت میکروارگانیسم‌های آب، در خاک ممکن است وجود داشته باشد (Huysman and Verstraete, 1993)، تکنیک‌های مختلف آبیاری می‌توانند در رابطه با استفاده از فاضلاب تصفیه شده به کار گرفته شوند (Oron *et al*., 1991).

۱-۲- روش‌های نوین آبیاری

با توجه به توسعه اجتماعی و اقتصادی، تغییرات جمعیتی، افزایش نیاز آبی و تغییرات آب و هوائی، مقدار کمّی منابع آب کشاورزی در سرتاسر جهان با کاهش روبه رو شده است. هم‌چنین کمبود آب در مناطق خشک

و نیمه خشک یک نگرانی مضاعف برای مسئولان کشاورزی در جهان ایجاد نموده است. از سویی دیگر، بهبود راندمان مصرف آب در مناطقی که با مشکل کم آبی روبه‌رو هستند، امری بسیار مهم و ضروری است. عملکرد بالای سامانه‌های نوین آبیاری از قبیل آبیاری قطره‌ای سطحی و زیرسطحی (SDI[1]) سبب کاهش برخی از این مشکلات شده و همچنین راندمان استفاده از آب را نیز نسبت به روش‌های آبیاری سنتی افزایش می‌دهند (Kandelous and Simunek., 2010; Yao *et al*., 2011). آبیاری زیرسطحی روشی است که در آن، آب از طریق نیروی موئینگی به سمت بالا و محیط رشد گیاه حرکت می‌کند. این روش آبیاری مقدار آب مورد نیاز برای تولید گیاهان با کیفیت بالا، تلفات آب و شسته شدن مواد مغذی را در مقایسه با روش‌های آبیاری سنتی کاهش می‌دهد. (Schmal *et al*., 2011; Siyal and Skaggs., 2009). در بسیاری از قسمت‌های جهان، بویژه در نواحی خشک و نیمه خشک، همچنین در مناطقی که با کمبود آب مواجه هستند یا مناطقی که آب قیمت بالایی دارد، این روش یک تکنیک مهم برای آبیاری و حفاظت از منابع آبی می‌باشد (Yao *et al*., 2011). از آن‌جایی که در آبیاری قطره‌ای زیرسطحی منبع آب در یک عمق معین است، سطح خاک خشک‌تر از سطح خاک در آبیاری قطره‌ای سطحی می‌باشد و این امر منجر به کاهش تبخیر از سطح خاک و در نتیجه افزایش راندمان استفاده از آب می‌گردد. گرچه عمق نصب قطره چکان‌ها می‌تواند تلفات را به صورت نفوذ عمقی افزایش دهد و موجب کاهش آب در دسترس برای ریشه گیاه شود (Kandelous and Simunek., 2010).

۱-۳- آب‌های غیر متعارف

وجود آب برای کشاورزی یکی از مهمترین فاکتورها در نواحی خشک و نیمه خشک است و فاضلاب شهری تصفیه شده یک منبع مهم برای این منظور است. در بسیاری از کشورها استفاده مجدد از فاضلاب‌ها بخش عمده‌ای از طرح‌های مدیریتی آب به شمار می‌رود. همچنین در بسیاری از مناطق خشک استرالیا و آمریکا از فاضلاب‌ها در کشاورزی و از آب‌های با کیفیت مناسب برای شرب استفاده می‌شود. در آمریکا بیش از ۳۶۵×۱۰^{۶} متر مکعب فاضلاب در سال برای آبیاری استفاده می‌شود (Rose and Gerba, 1991). در کشور چین استفاده از فاضلاب برای کشاورزی از سال ۱۹۵۸ آغاز شده و در حال گسترش می‌باشد و اکنون بیش از۱/۳۳ میلیون هکتار از اراضی این کشور با فاضلاب آبیاری می‌شوند. عربستان و اردن نیز سیاست‌های ملی در استفاده مجدد از فاضلاب‌های تصفیه شده دارند (Pescod, 1992). در سرزمین‌های اشغالی بیش از ۷۰ درصد از فاضلاب‌های تصفیه شده برای آبیاری در کشاورزی به

[1] Subsurface Drip Irrigation

کار می‌روند (Travis *et al.*, 2010). استفاده از فاضلاب سبب افزایش بازده گیاهان و کاهش نیاز به مواد غذایی و کودها در کشاورزی می‌شود (Ahmad *et al.*, 2006).

۱-۳-۱-منابع آب غیر متعارف در ایران

کشور ایران در منطقه‌ای از جهان واقع گردیده که از لحاظ بارش‌های جوی با ۲۵۱ میلی‌متر در سال جزو مناطق کم باران طبقه‌بندی می‌شود. استفاده از فاضلاب برای آبیاری در بسیاری از کشورها به خصوص در نواحی گرم و خشک متداول است. برای کشور ما پیش بینی شده است فقط برای بخش کشاورزی در سال ۱۴۰۰ به ۱۱۸ میلیارد متر مکعب (در مقابل ۸۰ میلیارد مترمکعب فعلی) آب نیاز می‌باشد، استفاده از فاضلاب تصفیه شده ولو ناچیز می‌تواند به عنوان یک منبع تنظیم آب که کمتر متأثر از خشکسالی خواهد بود در نظر گرفته شود.

بر اساس اطلاعات موجود و تجزیه و تحلیل داده‌ها، کل آب مصرفی کشور در سال ۱۳۸۰ حدود ۷۸ میلیارد متر مکعب بوده که میزان مصرف بخش‌های کشاورزی، خانگی و صنعت به ترتیب حدود ۷۲، ۵ و یک میلیارد متر مکعب می‌باشد. هم‌چنین کل آب برگشتی و پساب تولیدی در کشور حدود ۲۹ میلیارد متر مکعب است که حدود ۴۰ و ۶۰ درصد آن به ترتیب به منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی تخلیه می‌گردد. بنابراین حدود ۵۵ درصد از کل منابع آب شیرین تجدید شونده در شرایط فعلی به مصرف می‌رسد و حجم پساب‌های تولید شده نیز معادل ۳۷/۶ درصد از کل آب مصرفی و ۲۰/۷ درصد از منابع آب شیرین تجدید شونده را شامل می‌گردد. هم‌چنین سهم پساب شهری از کل مصارف حدود ۵ درصد می‌باشد. بر اساس تخصیص‌های منظور شده برای مصارف بخش‌های مختلف در سال ۱۴۰۴ حجم آب مورد نیاز بالغ بر ۱۱۰ میلیارد متر مکعب در سال خواهد بود که حجم آب برگشتی و پساب‌های ناشی از آن معادل ۴۱ میلیارد متر مکعب در سال برآورد می‌گردد که حدود ۳۰ درصد از منابع آب تجدید شونده کشور را تشکیل می‌دهد.

در حال حاضر حدود ۵۰۰ میلیون متر مکعب از فاضلاب‌های شهری جمع‌آوری و پالایش می‌شود و نحوه تخصیص و بهره‌برداری از آن‌ها توسط شرکت‌های آب منطقه‌ای در دست برنامه ریزی می‌باشد. با توجه به وابستگی مستقیم فاضلاب شهری به سرانه مصرف آن بر اساس مقایسه متوسط سرانه آب شهری در کشور (حدود ۲۶۰ لیتر در روز) با همین میزان در دنیا (حدود ۱۴۰ لیتر در روز)، به طور نسبی حجم پساب بالایی برای ایران تخمین زده می‌شود. گرچه اعمال مدیریت تقاضا و مصرف مسلماً کاهش دهنده میزان مصرف می‌باشد، اما در هر صورت به بخش هدر رفت آب مصرفی می‌توان به عنوان منبعی از آب نامتعارف نگریست. در مجموع استفاده از این ظرفیت نه تنها تهدیدهای مربوط به منابع آلودگی را کاهش می‌دهد، بلکه در صورتی که به درستی

مدیریت شود، باعث تخفیف عدم تعادل و موازنه عرضه و تقاضا به ویژه در محدوده مناطق شهری در حوضه‌های دریای مازندران، غرب و مرکزی خواهد شد.

بنابراین استفاده از این منابع ضمن پاسخگویی به بخشی از تقاضاها، می‌تواند در کاهش مسایل زیست محیطی و کیفی آب نیز مؤثر باشد. شایان ذکر است که حجم پساب‌های بخش مصارف خانگی و صنعتی کشور در حاضر به ترتیب برابر با ۴۰۶۶ و ۵۷۹ میلیون متر مکعب تخمین زده می‌شود که بر اساس پیش بینی‌های انجام شده در دو دهه آینده عمدتاً به دلیل افزایش جمعیت به ترتیب حدود ۱/۳ و ۴ برابر خواهد شد (نشریه شماره ۴۰۹-وزارت نیرو).

۱-۴- مزایا و معایب استفاده از فاضلاب‌ها

فاضلاب محلول رقیقی است که ۹۹/۹ درصد آن را آب و فقط ۰/۱ درصد آن را مواد جامد آلی و معدنی نظیر پروتئین‌ها، چربی‌ها، کربوهیدرات‌ها، مواد پاک کننده، املاح معدنی و عوامل بیولوژیک از جمله باکتری‌های بیماری‌زا و غیر بیماری‌زا شامل می‌شود. املاح معدنی فاضلاب به مراتب کمتر از آب اقیانوس‌ها و دریاها است. در حقیقت فاضلاب در زمره آب‌های شیرین ولی آلوده محسوب می‌شود. استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده و کاربرد آن‌ها برای آبیاری در کشاورزی بسیار آسان‌تر و کم هزینه‌تر از شیرین کردن آب شور دریاها است (جوهرزاده، ۱۳۸۰؛ عابدی و نجفی، ۱۳۸۰).

تجربیات بهره‌گیری از فاضلاب تصفیه شده، معایب و مزایای بهره‌گیری از این منبع را تا حدی روشن ساخته است. Oron و همکاران (۱۹۹۱) در مورد اهمیت استفاده از فاضلاب‌ها به موارد زیر اشاره کردند:

۱-حل مشکل کم آبی

۲-استفاده از حجم زیاد فاضلاب‌ها در طول سال در شرایط کم آبی و یا پر آبی

۳-توزیع و پخش فاضلاب‌ها بر روی وسعت زیادی از اراضی سبب کاهش خطرات آلودگی می‌شود.

۴-فواید اقتصادی به دلیل وجود مواد غذایی در آن‌ها و افزایش حاصلخیزی خاک و نیاز کمتر به استفاده از کود در کشاورزی

علیرغم مزایای فوق، استفاده از فاضلاب تصفیه شده معایب و محدودیت‌های واضحی نیز دارد که عمدتاً عبارتند از:

۱-افزایش ریسک آلودگی در مصرف کنندگان و محیط زیست

۲-هزینه بر بودن تصفیه فاضلاب به ویژه برای رعایت استانداردهای سخت‌گیرانه

۳-مقدار فاضلاب در زمان‌ها و فصول مختلف سال متفاوت است. این تغییر روزانه، فصلی و سالیانه یکی دیگر از مشکلات استفاده از فاضلاب در کشاورزی است (عرفانی و علیزاده، ۱۳۷۹؛ Gamito *et al.*, 1999).

با توجه به ریسک انتقال آلودگی از طریق استفاده پساب، مطالعه انتقال میکروب‌ها در خاک در دهه اخیر مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است. انتقال میکروب‌ها و باکتری‌ها در خاک در مباحثی مانند آلودگی و پالایش زیستی[۱] آب‌های زیرزمینی و خاک و کنترل بیولوژیکی بیماری‌های گیاهی اهمیت دارد و این موضوع نگرانی‌هایی را در مورد آلوده شدن منابع آب زیرزمینی توسط مواد شیمیایی خطرناک، رادیونوکلئیدها و فلزات سنگین ایجاد کرده است (Champ, 1986).

۱-۵- انتقال املاح در خاک

در سال‌های اخیر توجه زیادی به انتقال املاح در بخش غیراشباع خاک شده است. این بدان دلیل است که کیفیت خاک این ناحیه به شدت تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری قرار می‌گیرد. کودهای شیمیایی و علف‌کش‌ها در اثر آبیاری و بارندگی به درون خاک منتقل می‌شوند و موجب آلودگی سفره‌های آب زیرزمینی می‌گردند. زباله‌های اتمی و صنعتی و فاضلاب‌های شهری نیز بر کیفیت آب، خاک و گیاه مؤثرند. به هر حال، برای بررسی آلودگی منابع آب و خاک و تعیین خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی مطالعه انتقال املاح در خاک ضروری است. املاحی که بدین ترتیب وارد خاک می‌شوند، بسته به رفتار املاح و کانی‌های رس خاک، به طور همزمان در معرض فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مانند انتقال توده‌ای یا روان[۲]، انتشارآبی[۳]، پخشیدگی، جذب به وسیله ذرات خاک[۴]، دفع آنیونی[۵]، رسوب[۶]، تصعید[۷]، تخریب[۸] و برداشت املاح توسط گیاه[۹]، قرار می‌گیرند (عباسی، ۱۳۸۶).

یکی از ابزارهای مهم در ارزیابی خطر ورود پاتوژن‌ها به خاک، آب‌های زیرزمینی و تعیین بهترین مکان برای دفع پساب‌ها، مدل‌سازی عددی انتقال میکروب‌ها است (Tim *et al.*, 1988). بسیاری از مدل‌های ریاضی انتقال میکروبی از طریق خاک، بر اساس معادله انتقال-انتشار[۱۰] می‌باشند (Tim and Mostaghimi, 1991). برای پیش بینی انتقال املاح در خاک مدل‌های زیادی ارایه شده است که از مهمترین این مدل‌ها می‌توان به مدل‌های

[۱] Bioremediation
[۲] Mass flow or convection
[۳] Hydrodynamics dispersion
[۴] Adsorption
[۵] Anion exclusion
[۶] Precipitation
[۷] Volatilization
[۸] Degradation
[۹] Solute uptake
[۱۰] Convection-Dispersion equation

HYDRUS-1D (Simunek *et al.*, 2013)، MACRO (Jarvis *et al.*, 1991) و WAVE (Vanclooster *et al.*, 1996) و LEACHM (Wagenet and Hutson, 1987) اشاره نمود.

مدل عددی HYDRUS-1D (Simunek *et al.*, 2013) نرم افزاری است که در شبیه‌سازی حرکت آب، گرما و املاح به کار می‌رود. HYDRUS-1D معادله ریچاردز را برای جریان اشباع و غیراشباع آب با استفاده از روش عددی و معادله انتقال-انتشار (CDE) را برای انتقال املاح بکار می‌برد. این برنامه امکان برازش همزمان پارامترهای مدل را به منحنی رخنه[1] فراهم می‌کند. مدل مذکور برای حل عددی معادلات حاکم، از روش اجزای محدود خطی گالرکین و برای بهینه‌سازی پارامترها از روش حداقل مربعات براساس الگوریتم لونبرگ-مارکوارت استفاده می‌کند (Simunek *et al.*, 2013).

با توجه به اهمیت مسأله انتقال باکتری‌ها در خاک از جنبه زیست محیطی در زیر به شرح مکانیزم‌ها و عوامل مؤثر بر انتقال باکتری‌ها در خاک پرداخته شده است.

۱-۶- مکانیزم‌های انتقال و نگهداشت باکتری در خاک

مکانیزم‌های مختلفی انتقال و سرنوشت باکتری را در خاک، تحت شرایط اشباع و غیراشباع، کنترل می‌نمایند. از جمله این مکانیزم‌ها می‌توان به انتقال (شامل جریان توده‌ای و انتشار)، غیرفعال شدن، تبادل باکتری بین فاز مایع و جامد یا همان جذب و واجذب، پالایش فیزیکی و در صورت داشتن شرایط غیراشباع جذب مرز مشترک آب-هوا[2] اشاره کرد.

۱-۶-۱- انتقال

مهم‌ترین مکانیزم‌های انتقال باکتری در خاک شامل جریان توده‌ای و انتشار می‌باشند. هر یک از این مکانیزم‌ها به طور جداگانه مورد بررسی قرار می‌گیرند:

۱-۶-۱-۱- جریان توده‌ای

مهم‌ترین شیوه جابجایی آلاینده‌های میکروبی در خاک پدیده انتقال توده‌ای می‌باشد که در آن آلاینده همراه با آب انتقال می‌یابد. انتقال آلاینده در این فرآیند مستقل از ویژگی‌های آلاینده و به طور عمده به ویژگی‌های هندسی منافذ بستگی دارد. در این پدیده حرکت میکروارگانیسم‌ها بوسیله سرعت آب کنترل

[1] Breakthrough Curve
[2] Air-Water Interface

می‌شود (Tim *et al.*, 1988). این فرآیند از قانون دارسی پیروی می‌کند. رابطه بین انتقال توده‌ای و غلظت آلاینده با استفاده از قانون دارسی به صورت زیر است (عباسی، ۱۳۸۶):

$$J_C = Cq = -C\left(K(\theta)\frac{\partial H}{\partial z} \right) \quad (۱-۱)$$

که در آن، Jc جرم آلاینده عبوری در واحد سطح و در واحد زمان ($ML^{-2}T^{-1}$)، C غلظت آلاینده در محلول آب خاک، q شدت جریان آب در خاک (LT^{-1})، $K(\theta)$ هدایت هیدرولیکی غیراشباع خاک (LT^{-1}) و z فاصله (L) است.

۱-۶-۱-۲- انتشار آبی[۱]

انتشار آبی از سرعت جریان غیر یکنواخت محلول خاک در منافذ خاک ناشی می‌شود و عبارت است از انتشار و پخش میکروارگانیسم‌ها با حرکت آب بدنبال نتیجه تأثیرات میکروسکوپی و ماکروسکوپی، به عبارت دیگر عامل اصلی آن تغییرات میکروسکوپی سرعت جریان آب در داخل منافذ خاک به علت ناهمگنی منافذ خاک است (Tim *et al.*, 1988).

۱-۶-۲- تبادل جرم بین فاز مایع و جامد

۱-۶-۲-۱- جذب

جذب به عنوان فرآیندی که مواد معلق در محلول را جمع آوری می‌کند، تعریف می‌شود (Weber, 1972). فرآیند جذب، تبادل املاح بین فازهای مایع و جامد است. این فرآیند تابعی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و ماده آلاینده است. ظرفیت تبادل کاتیونی[۲] (CEC)، pH خاک، بار الکتریکی و غلظت املاح و مواد آلی خاک از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر جذب املاح در خاک هستند. هر چه CEC خاک زیادتر باشد، بیانگر این است که بار منفی موجود بر سطح کلوئیدهای خاک زیادتر است و در نتیجه کاتیون‌های زیادی از املاح را در سطح خود جذب و نگهداری می‌کنند. pH خاک بر پروتون دهی و پروتون‌گیری گروه‌های عاملی موجود بر سطوح جذب کننده (مثل کربوکسیل، هیدروکسیل، آمین و...) مؤثر است، به طوری که در pHهای بالا به دلیل پروتون دهی گروه‌های عاملی بار منفی سطح کلوئیدها زیاد می‌شود که افزایش جذب و نگهداری املاح به فرم کاتیون می‌انجامد و بر عکس در pHهای کم به علت پروتون‌گیری گروه‌های عاملی، بار مثبت زیاد

[۱] Hydrodynamic Dispersion
[۲] Cation Exchange Capacity

شده و موجب افزایش پدیده دفع آنیونی می‌شود و در نتیجه جذب کاهش می‌یابد (عباسی، ۱۳۸۶). خاک‌های حاوی رس، نقش مهمی را در حذف باکتری‌ها ایفا می‌کنند (Gerba *et al.*, 1975).

Corapcioglu و Hardis (۱۹۸۴) نشان دادند که مکانیزم جذب اولین فرآیند حذف ویروس‌ها به علت کوچک بودنشان است. به طور معمول ویروس‌ها و باکتری‌ها به علت بار سطحی‌شان به شدت توسط جاذب‌های موجود در محیط جذب می‌شوند (Matthess and Pekdeger, 1981).

جذب میکروارگانیسم‌ها به سطح ذرات خاک فرآیندی برگشت پذیر است و ممکن است توسط دما، pH و حضور کاتیون‌ها/آنیون‌ها در محیط تحت تأثیر قرار بگیرد. همچنین جذب با نوع خاک تغییر می‌کند و بستگی به باکتری یا ویروس‌های موجود در محیط دارد. مشاهدات آزمایشگاهی نشان داده زمانی که اندازه منافذ بزرگتر از قطر باکتری است، جذب مهمترین مکانیزم نگهداشت باکتری در محیط متخلخل است. جذب باکتری به سطح ذرات خاک فرآیندی دو مرحله‌ای شامل جذب برگشت پذیر و برگشت ناپذیراست. جذب برگشت پذیر بر هم کنشی ضعیف بین باکتری و ذرات خاک است. در جذب برگشت پذیر باکتری توانایی واجذب از سطح و بازگشت دوباره به فاز آبی را دارد. این واجذب بستگی به ویژگی‌های انتقال سیال و ترکیب شیمیایی محلول خاک دارد. گام دوم جذب برگشت‌ناپذیر[۱] است که در برخی موارد چسبندگی[۲] نیز گفته می‌شود. چسبندگی بر هم کنشی پایدار بوده و نیازمند مصرف انرژی است. جذب برگشت ناپذیر بستگی به زمان تماس بین سطح و باکتری دارد. در این نوع جذب، پلیمرها، پلی بین باکتری و سطح ذره خاک ایجاد می‌کنند (فرخیان فیروزی، ۱۳۸۸).

فاکتورهای مؤثر بر جذب باکتری‌ها در خاک، در سه گروه فیزیکی، شیمیایی و بیویوژیکی قرار می‌گیرند. در زیر هر کدام از این عوامل شرح داده شده‌اند.

۱-۶-۲-۱-۱- فاکتورهای فیزیکی مؤثر بر جذب باکتری

۱-۶-۲-۱-۱-۱- خاک

از عوامل تأثیرگذار بر فرآیند جذب باکتری، می‌توان به توزیع اندازه ذرات خاک، ساختمان خاک و بار سطحی ذرات خاک اشاره کرد (Hunt *et al.*, 2004). ذرات ریز سطح ویژه بیشتری دارند، در نتیجه امکان جذب باکتری بیشتری را نیز فراهم می‌کنند. مقدار چسبندگی باکتری در خاک دارای منافذ درشت و درز و شکاف، کاهش می‌یابد. وجود ذرات رس در محیط متخلخل بر مقدار جذب باکتری تأثیر دارد، زیرا ذرات رس بسیار ریز، صفحه‌ای شکل،

[۱] Irreversible attachment
[۲] Adhesion

دارای ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد و سطح بزرگی در واحد حجم می‌باشند. چسبندگی زیاد باکتری به رس را می‌توان با جذب الکترواستاتیکی بین گروه‌های بار مثبت در لبه‌های شبکه کریستالی ذرات رس و بار منفی سطح سلول باکتری بیان کرد. ساختمان خاک نقشی بسیار مهم بر انتقال آب، املاح و ذرات کلوئیدی در خاک دارد (فرخیان فیروزی، ۱۳۸۸). Stoddard و همکاران (۱۹۸۸) اظهار داشتند که پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی بستگی به ساختمان خاک دارد. از طرفی کمّی نمودن ساختمان خاک بسیار مشکل است. تأثیر ساختمان خاک بر انتقال املاح و ذرات به علت پیچیدگی خاص موضوع، تاکنون بصورت کامل شناخته نشده است.

خاک به عنوان یک فیلتر طبیعی برای جلوگیری از ورود باکتری‌ها به آب‌های زیرزمینی فرض می‌شود. حال آن‌که، خاک محیطی ناهمگن با منافذ درشت می‌باشد، که این منافذ درشت سبب تسریع انتقال باکتری در نیم‌رخ خاک می‌گردند. با توجه به وقوع جریان ترجیحی در منافذ درشت و خاک‌های دارای ساختمان، انتقال باکتری در این خاک‌ها نسبت به نگهداشت آن‌ها بیشتر خواهد شد (Geohring, 1999).

۱-۶-۲-۱-۱-۲- مقدار ماده آلی

ماده آلی بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأثیر می‌گذارد. اگرچه مقدار ماده آلی در مقایسه با جزء معدنی خاک بسیار ناچیز می‌باشد، ولی همین مقدار کم دارای تأثیر شدیدی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک می‌باشد که از مهمترین آن‌ها می‌توان به تأثیر بر تشکیل و پایداری ساختمان خاک، ظرفیت نگهداری آب، CEC، قابلیت جذب عناصر غذایی، فرسایش پذیری و پتانسیل میکروبی اشاره نمود (عسگری و گلچین، ۱۳۸۴). مواد آلی که در محیط وجود دارند، سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، مساحت سطحی و تعداد مکان‌های جذب برای جذب باکتری‌ها می‌شوند. اگرچه مواد آلی موجود در فاز مایع خاک به دلیل رقابت با باکتری‌ها برای جذب، ممکن است جذب باکتری‌ها را کاهش دهند (Huysman and Verstraete, 1993). ماده آلی با بار منفی که در فاز مایع خاک وجود دارد، سطح ذرات خاک را پوشش داده و به علت ایجاد نیروی دافعه جذب باکتری را کاهش می‌دهد (Scholl and Harvey, 1992).

۱-۶-۲-۱-۱-۳- دما

محققین زیادی تأثیر دما بر روی زنده ماندن باکتری فکال کلی‌فرم در خاک، آب و رسوب را تأیید کرده‌اند (Faust, 1982; Gerba *et al*., 1975). Doran و Linn (۱۹۷۹) بیان کردند که دمای بالا، اغلب مرگ و میر باکتری‌ها را افزایش می‌دهد. Hendricks و همکاران (۱۹۷۹) بیان کردند که جذب باکتری در دماهای بالا، بیشتر خواهد بود. کاهش جذب باکتری با کاهش دما به چند علت است: ۱- افزایش ویسکوزیته پلیمر سطح باکتری و مایع ۲- کاهش جذب شیمیایی و برخی جذب‌های فیزیکی و ۳- تغییر در فیزیولوژی باکتری (Fletcher, 1977).

۱-۶-۲-۱-۱-۴- شدت جریان

Smith و همکاران (۱۹۸۵) گزارش کردند که شدت جذب باکتری با شدت جریان نسبت عکس دارد. مطالعات بسیاری نشان داده‌اند که شدت جریان زیاد، انتقال باکتری‌ها را در محیط متخلخل افزایش می‌دهد (Tan *et al*.,1994; Sarkar *et al*., 1994). دلیل کاهش جذب باکتری با افزایش شدت جریان آب در خاک می‌تواند در نتیجه افزایش فاصله بین باکتری با سطح ذرات خاک، کاهش زمان تماس و کاهش سطح قابل استفاده برای جذب باشد (Yates and Yates., 1988).

۱-۶-۲-۱-۲- فاکتورهای شیمیایی مؤثر بر جذب باکتری

۱-۶-۲-۱-۲-۱- قدرت یونی محلول خاک و نوع یون

در محیط آبی بار سطحی باکتری و سطح جاذب با تجمع یون‌های با بار مخالف که در محلول وجود دارند، خنثی خواهند شد. سطح ذره رس و مجموعه کاتیون‌های تبادلی معلق در اطراف آن تشکیل یک لایه دوگانه الکترواستاتیک[۱] را می‌دهند. کاتیون‌های تبادلی یک ردیف منظم و یکنواخت بر روی سطوح ذرات رسی تشکیل نمی‌دهند، زیرا از یک طرف بین کاتیون‌های با بار مثبت و ذرات رسی با بار منفی یک نیروی جاذبه وجود داشته و از طرف دیگر، انرژی حرارتی یون‌ها سبب می‌شود که این یون‌ها از سطح ذرات دور شوند. بنابراین نتیجه نیروی جاذبه و انرژی حرارتی منجر به توزیع غیر منظمی از یون‌ها می‌گردد، به نحوی که غلظت و تراکم یون‌ها بر روی ذرات رسی بیشترین و با فاصله از آن کاهش می‌یابد. چنین مجموعه‌ای لایه دوگانه پخشیده[۲] گفته می‌شود. جذب باکتری به ذرات خاک بستگی به ضخامت لایه دوگانه دارد. ضخامت این لایه تابعی از غلظت و ظرفیت یون‌ها می‌باشد. افزایش محلول الکترولیت سبب کاهش ضخامت لایه دوگانه شده و فاصله کمترین دوم به سطح ذره خاک نزدیک‌تر می‌شود. در نتیجه آن، سلول باکتری به اندازه کافی به سطح ذره نزدیک شده تا نیروهای جاذبه واندروالس بر نیروی دافعه چیره شوند. در چندین مطالعه که انتقال باکتری را در محیط متخلخل در مقیاس ستون خاک آزمایشگاهی بررسی کرده‌اند، نشان داده شده که افزایش قدرت یونی محلول، اثر نیروهای دافعه را کاهش داده و در نتیجه مقدار جذب باکتری را افزایش داده است (فرخیان فیروزی، ۱۳۸۸). حضور کاتیون‌هایی مانند Na^{+}، Ca^{2+} و Mg^{2+} جذب باکتری‌ها را به سطح ذرات جامد خاک

[۱] Double Layer Electrostatic
[۲] Diffuse Double Layer

افزایش می‌دهند. کاتیون‌های فلزی مانند Cu^{2+}، Fe^{3+} و Zn^{2+} جذب باکتریایی را افزایش می‌دهند در حالی‌که آنیون‌هایی مانند $Cl^{-}, So_4^{2-}, No_3^{-}$ تأثیر کمی بر جذب باکتری دارند (Boyd *et al.*, 1969).

۱-۶-۲-۱-۲-۲- اسیدیته

pH خاک بر پروتون‌گیری و پروتون‌دهی[۱] گروه‌های عاملی موجود بر سطح جذب کننده (مانند کربوکسیل، هیدروکسید، آمین) مؤثر است، به طوری که در pHهای بالا با پروتون‌دهی گروه‌های عاملی بار سطحی ذرات زیاد می‌شود، که در نتیجه آن جذب و نگهداری باکتری‌های با بار سطحی منفی کاهش می‌یابد. هم‌چنین در pHهای کم به علت پروتون‌گیری گروه‌های عاملی، بار مثبت زیاد شده؛ لذا انتظار می‌رود موجب افزایش جذب باکتری گرم منفی شود. مواد آلی خاک دارای بار متغیر (بار وابسته به pH) می‌باشند. از آن‌جا که نقطه بار صفر[۲] مواد آلی خاک کم و در حدود ۳ بوده، لذا مواد آلی خاک در pHهای بیشتر از ۳ بار الکتریکی منفی دارند و با افزایش pH، بار منفی به علت پروتون‌دهی یا تفکیک H^{+} از گروه‌های عاملی افزایش می‌یابد، لذا انتظار می‌رود جذب باکتری با بار منفی کاهش یابد. نقطه بار صفر، pH خاصی است که در آن نمک مورد انتظار فاقد بار است و یا بارهای مثبت و منفی آن برابرند. ذرات خاک با توجه به نوع بار الکتریکی می‌توانند در جذب یا دفع باکتری مؤثر باشند. معمولاً سطوح با بار مثبت دارای توان جذب باکتری بیشتری نسبت به سطوح با بار منفی می‌باشند (فرخیان فیروزی، ۱۳۸۸).

۱-۶-۲-۱-۳- فاکتورهای میکروبیولوژیکی مؤثر بر جذب باکتری

نتایج تحقیقات نشان داده که فاکتورهای بیولوژیکی مانند رشد و بقاء باکتری، تحرک سلول باکتری، اندازه سلول، غلظت سلول و ویژگی‌های سطح سلول باکتری تأثیر چشمگیری بر انتقال و جذب برگشت‌ناپذیر سلول باکتری به سطح دارند (Fontes *et al.*, 1991). آبگریزی باکتری یکی دیگر از ویژگی‌هایی است که بر روی جذب باکتری به سطح ذرات تأثیر خواهد گذاشت. تحقیقات آزمایشگاهی نشان داده‌اند که جذب باکتری‌های آبگریز نسبت به باکتری‌های آبدوست به سطح ذرات خاک بیشتر خواهد بود (Fattom and Shilo., 1984). Gargiulo و همکاران (۲۰۰۷) بیان کردند که مرحله رشد باکتری بر میزان جذب و انتقال باکتری در ماسه تأثیرگذار خواهد بود.

۱-۶-۲-۲- واجذب باکتری از خاک

باکتری جذب شده به سطح ذرات خاک می‌تواند دوباره از فاز جامد جدا شده و وارد فاز محلول گردد، که این فرآیند را واجذب گویند. واجذب ممکن است بطور متناوب در محیط رخ دهد (Welling *et al.*, 1975). واجذب

[۱] Deprotation
[۲] Zero point of charge