زهکشی و محیط زیست
جلد دوم - راهکارهای بهبود کیفیت زهاب

مجتبی اکرم

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

شماره انتشار: ۱۹۱
۱۴۰۳

وزارت نیرو
شرکت مدیریت منابع آب ایران

وزارت نیرو
شرکت مدیریت منابع آب ایران

زهکشی و محیط زیست

جلد دوم: راهکارهای بهبود کیفیت زهاب

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

مجتبی اکرم

شماره انتشار: ۱۹۱

۱۴۰۳

بسم الله الرحمن الرحيم

سرشناسه : اکرم، مجتبی، ۱۳۲۷ –
عنوان و نام پدیدآور: زهکشی و محیط زیست/ مجتبی اکرم؛ [برای] وزارت نیرو شرکت مدیریت منابع آب ایران.
مشخصات نشر : تهران: کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، ۱۴-
مشخصات ظاهری: ج.
فروست : کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران؛ شماره انتشار ۱۹۱.
شابک : ج.۲
وضعیت فهرست نویسی : فیپا
یادداشت : فهرست‌نویسی بر اساس جلد دوم، ۱۴۰۲.
مندرجات : ج.۲. راهکارهای بهبود کیفیت زهاب
موضوع : زهکشی -- جنبه‌های زیست‌محیطی
Drainage -- Environmental aspects
شناسه افزوده : سازمان مدیریت منابع آب ایران
رده بندی کنگره : TC۹۷۰
رده بندی دیویی : ۶۲۷/۵۴
شماره کتابشناسی ملی : ۹۴۳۱۶۰۶
اطلاعات رکورد کتابشناسی: فیپا

نام کتاب: زهکشی و محیط زیست؛ جلد دوم: راهکارهای بهبود کیفیت زهاب
مؤلف: مجتبی اکرم
ناشر: کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران
حروف چینی و صفحه آرایی: کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران
چاپ اول: ۱۴۰۳
شمارگان: ۵۰۰ نسخه
شابک: ۵-۶-۹۶۸۷۵-۶۰۰-۹۷۸
نشانی: تهران، خیابان دکتر فاطمی، روبه روی خیابان حجاب، پلاک ۲۵۵،
تلفن: ۸۸۹۶۷۰۵۱
http://www.irncid.org Email: irncid@gmail.com

حق چاپ برای کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران محفوظ است

پیش گفتار رییس شورایعالی کمیته ملی آبیاری و زهکشی

شرایط اقلیمی کشور ایران به گونه‌ای است که بخش کشاورزی آن برای تولید مواد غذایی به شدت به آبیاری وابسته است. این وابستگی به حدی است که با وجود سطح نسبتا یکسان اراضی سالانه زیر کشت دیم و فاریاب کشور، حدود ۹۰ درصد فرآورده‌های کشاورزی از زراعت آبی حاصل می‌شود. در چنین شرایطی تاثیرات اقلیمی ناشی از پدیده خشکسالی و یا ترسالی می‌تواند اثرات منفی یا مثبت زیادی بر تولید محصولات کشاورزی و امنیت غذایی کشورمان داشته باشد. شرایط متفاوت اقلیمی و منابع آب ایران نیازمند رویکرد متفاوت کارشناسان، محققان، مدیران و مراکز علمی و پژوهشی کشورمان در بخش آبیاری و زهکشی به این مهم می‌باشد.

پژوهشگران و مراکز تحقیقاتی ایران می‌بایست از پویایی، ابتکار، نوآوری و پژوهش محوری ویژه‌ای برخوردار باشند تا بتوانند کشور را در شرایط پایدار تولید حفظ نمایند. کلیه کارشناسان و مراکز علمی، پژوهشی و آموزشی که در خانواده بزرگ آب و خاک کشورمان فعال هستند مسئولیت بزرگی در تأمین امنیت آبی و غذایی برعهده دارند. یکی از مراکز علمی فعال در صنعت آب کشورمان، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران است که در سال ۱۳۷۰ پس از یک وقفه طولانی به طور رسمی آغاز به کار کرده است. این کمیته ملی طی دو دهه اخیر نقش مؤثری در اشاعه علوم و فنون آبیاری و زهکشی در ایران داشته است. اثربخشی علمی و فرهنگی بیش از ۲۰۰ جلد کتاب و گزارش فنی این کمیته ملی به همراه برگزاری دهها سمینار و کارگاه‌های فنی ـ آموزشی در ادبیات کارشناسان و مدیران صنعت آب کشور به خوبی آشکار است. خودباوری کارشناسان ایرانی نه تنها تاثیر عمیقی بر توسعه و پیشرفت آبیاری و زهکشی کشورمان داشته، بلکه در سطح بین‌المللی نیز موجب توفیقات زیادی برای ایران شده است.

در اینجا جا دارد از کلیه همکارانم در شورایعالی کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران که نقش سیاست‌گذاری کلان این کمیته ملی را عهده‌دار هستند و هیئت اجرایی که وظیفه نظارت و هدایت بدنه علمی این کمیته ملی را به دوش دارند و نیز کادر علمی و فنی متخصص که در تهیه این کتاب

ارزشمند کوشا بوده است، قدردانی و سپاسگزاری نمایم. از خداوند منان پیشرفت و توسعه کشور عزیزمان ایران را در کلیه امور، به ویژه اعتلای صنعت آب و کشاورزی را مسئلت دارم.

محمد جوان بخت
معاون وزیر نیرو در امور آب و آبفا،
مدیرعامل شرکت مدیریت منابع آب ایران
و رییس شورایعالی کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

پیش‌گفتار نویسنده

محیط زیست جهان به طور فزاینده ای در حال تخریب و محیط‌زیست ایران در آستانه نابودی است. سیاست‌های نادرست مدیریتی، همراه با پدیده‌های طبیعی مانند خشکسالی و تغییر اقلیم در این تخریب نقش اصلی دارند. وضعیت جنگل‌ها، تالاب‌ها، دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، حیات وحش، پوشش گیاهی و دیگر اجزای محیط‌زیست طبیعی چندان خوب نیست. خشک شدن دریاچه ارومیه، نابودی تالاب گاوخونی و دریاچه پریشان، نابودی آرام آرام تالاب‌های بزرگ و بین‌المللی هامون در سیستان، میانکاله در مازندران و انزلی در گیلان و... همراه با خشک شدن یا کم آب شدن بسیاری از رودخانه‌های مهم و پرآب مانند زاینده‌رود، همگی نشانه‌هایی از نابودی محیط‌زیست آبی ایران هستند.

در منابع خاک نیز، گر چه با نمودی کمتر، تخریب گسترده‌ای در حال روی‌دادن است. جنگل‌زدایی، بیابانزایی، سیل، آلودگی‌های کشاورزی، صنعتی و شهری، چرای بیش ازاندازه، آیش درازمدت، بالا آمدن یا پایین افتادن بیش ازاندازه سطح آب زیرزمینی، توسعه شهرها و مناطق مسکونی، شور و سدیمی شدن خاک، کاهش باروری، آلودگی‌های شیمیایی، تراکم خاک، فرسایش، ماندابی و غرقاب شدن، تخریب ساختمان خاک، نشست خاک‌های آلی و کاهش خردجانداران خاک از جمله موارد یا عواملی هستند که محیط‌زیست را تغییر داده و در بیشتر موارد تخریب کرده‌اند.

در بخش کشاورزی، زهکشی، هرچند خود تولیدکننده آلایندگی نیست، لیکن عامل اصلی انتقال آلودگی به منابع پذیرنده زهاب است. در این کتاب تلاش شده است که به عنوان مطالعه‌ای موردی، وضعیت رودخانه کارون، به عنوان بزرگترین منبع پذیرنده زهاب، مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرد. همزمان، وضعیت دو تالاب، یکی طبیعی و دیگری انسان ساخت، مورد بررسی قرار گرفته‌اند. تالاب بین‌المللی شادگان در خوزستان به عنوان بزرگ ترین تالاب طبیعی ایران وتالاب جنوب غربی خوزستان، به عنوان تالابی انسان ساخت که زهاب دو واحد کشت وصنعت جنوب اهواز را دریافت می کند.

در بخشی دیگر، آلاینده‌های زهاب مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. در این میان، شوری خاک وآب در اقلیم خشک و نیمه خشک ایران جایگاه ویژه‌ای دارد. بقایای کودهای شیمیایی و دامی و بویژه

نیتروژن و فسفر، که در ایران بطور گسترده مورد استفاده قرار می گیرند، از آلاینده‌های اصلی محیط زیست هستند. فلزات سنگین نیز از آلاینده‌های مهم به شمار می‌روند که اطلاعات زیادی در باره آن وجود ندارد. با کاربرد پساب تصفیه‌خانه‌های آب شهری، آلاینده‌ها به خاک و گیاه می‌رسند و به سلامت محیط زیست انسانی زیان وارد می کنند. از این روست که به موضوع پساب نیز پرداخته شده است.

در بخش پایانی به راهکارهای کاهش آلودگی زهاب پرداخته می‌شود و برای هر یک از آلاینده‌های مهم، یک یا چند راهکار بهبود ارائه می‌شود. برای نمونه می توان از راهکارهایی مانند کاهش عمق زهکش‌ها برای کاستن از بار آلودگی نمک و بقایای کودها، احداث تالاب برای کاهش نیترات و تا اندازه ای فسفر، پالایش گیاهی در پهنه‌های آلوده به فلزات سنگین، روش‌های معروف به راهکارهای کنار مزرعه مانند بیوراکتورها و بافرها و فناوری‌های دیگر پالایش زهاب نام برد. این روش‌ها هنوز تا اندازه زیادی در کشور شناخته شده نیستند. هرچند امروزه چشم انداز گسترده‌ای برای کاربرد برخی از آنها وجود ندارد، لیکن باید امیدوار بود که در آینده، برخی از تولیدکنندگان بزرگ زهاب، که بطور معمول از کارشناسان آبیاری نیز بهره می‌جویند، با کسب آگاهی بیشتر، با هدف کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی، به سوی استفاده از این روش‌ها حرکت کنند.

امید است این مجموعه که در دو جلد ارائه می‌شود، بتواند برای پژوهشگران و دانشجویان تحصیلات تکمیلی رشته‌های آبیاری، عمران و محیط زیست مفید باشد. هرچند این مجموعه به عنوان درسنامه تهیه نشده است، لیکن بخش‌هایی از آن می تواند به عنوان مطالب درسی نیز در نظر گرفته شود.

مجموعه ای با این عنوان و محتوی برای نخستین بار نوشته شده است. از این رو، بی‌تردید، بی‌اشکال نیست. امید است که در آینده، همکاران دیگری بتوانند آن را بهبود بخشند و منتشر کنند.

محیط زیست بشری، نیازمند توجه بیشتری است.

مجتبی اکرم

۱۴۰۳

سپاسگزاری نویسنده

در ابتدا از کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران که زمینه انتشار کتاب را فراهم آورد سپاسگزاری می کنم. در تدوین کتاب از اظهار نظرهای داوران، جناب آقایان عبدالمجید لیاقت، مهدی همائی، عباس ستوده نیا و علی مختاران بهره بسیاری برده‌ام. بدین وسیله مراتب قدردانی خود را اعلام می کنم. همکاران دیگری نیز مرا در تهیه آمار و اطلاعات یاری رسانده و منابع علمی ارزنده ای را در اختیار گذاردند. از جناب آقایان مهرزاد احسانی، ابراهیم پذیرا، فواد تاجیک، احمد لطفی و شرکت مهندسین مشاور پندام، اردوان آذری و مهندسین مشاور یکم سپاسگزاری می کنم. از جناب آقایان محمد بای بوردی و ابراهیم پذیرا، پیشکسوتان زهکشی در ایران، که با دلواپسی از پیشرفت کار تدوین کتاب پرس و جو می کردند و مایه دلگرمی بودند بسیار سپاسگزارم. استادان بزرگوار جناب آقایان حیدرعلی کشکولی، مسعود پارسی نژاد و مجید خلقی و نیز اعضای گروه کار زهکشی و محیط زیست کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران همواره مرا برای انجام این کار تشویق کردند. از آنها صمیمانه سپاسگزارم. قدردان زحمات سرکار خانم پریسا کهنسال که کار صفحه آرائی را انجام دادند نیز هستم.

به یاد

دکتر حسن رحیمی

استاد پیشین گروه آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران

فهرست مطالب

فصل نخست- کاستن از عمق زهکش‌ها، راهکاری برای بهبود	۱
۱-۱- پیش‌گفتار	۱
۱-۲- عمق زهکش‌ها؛ اقتصاد و محیط زیست	۱
۱-۳- زهکش‌های کم عمق و عمیق	۲
۱-۴- اثر عمق زهکش بر فاصله زهکش‌ها	۲
۱-۵- اثر عمق زهکش بر عملکرد محصول	۳
۱- ۶- اثر عمق زهکش بر حجم زهاب	۴
۱-۷- عمق زهکش‌های زیرزمینی در منطقه‌های خشک و نیمه خشک	۴
۱- ۸- عوامل موثر بر طراحی عمق زهکش‌های زیرزمینی	۵
۱- ۸-۱- تهویه و کنترل شوری	۵
۱- ۸-۲- خطر خشکی و خشکسالی	۶
۱- ۸- ۳- دوام خروج زهاب از زهکش‌ها و سرعت پایین‌انداختن سطح ایستابی	۷
۱- ۸-۴- رطوبت نیمرخ خاک	۸
۱- ۸-۵- تغییرات کمتر سال به سال عملکرد در زهکش‌های کم عمق	۹
۱- ۸-۶- ذخیره سازی رطوبت	۹
۱-۸-۷- نقش مدیریت آب آبیاری	۱۰
۱-۸-۸- عمق پایه زهکشی و امکان تخلیه ثقلی	۱۰
۱-۸-۹- لایه‌های خاک	۱۱
۱-۸-۱۰- ورود ریشه	۱۱
۱-۸-۱۱- هزینه‌ها	۱۱
۱-۸-۱۲- بار نمک و انتقال آن	۱۲
۱-۸-۱۳- عمق زهکش و آلودگی نیتروژن	۱۲
۱-۸-۱۴- عمق زهکش و آلودگی فسفر	۱۴
۱-۸-۱۵- سطح ایستابی متغیر با زهکشی کنترل شده	۱۷
۱- ۹- جمع بندی دیدگاه‌ها در باره عمق زهکشی	۱۸
۱- ۱۰ زهکشی کم عمق همراه با پیش آبیاری به منظور آبشویی	۱۹
۱- ۱۱ تغییر اقلیم و عمق زهکش‌ها	۲۰

فصل دوم- آبشویی نمک ۲۱

۲-۱- پیش‌گفتار ۲۱

۲- ۲- آبشویی دائمی‌خاک ۲

۲- ۳- آبشویی اولیه و اصلاح خاک‌های شور ۲۵

۲-۳-۱- خاک‌هایی که باید آبشویی شوند ۲۶

۲- ۳-۲- عمق خاکی که باید اصلاح شود ۲۷

۲- ۳-۳- مقدار آب مورد نیاز برای آبشویی ۲۷

۲- ۳-۴- کیفیت آب برای آبشویی ۳۰

۲- ۳-۵- موقع مناسب و زمان مورد نیاز برای آبشویی ۳۱

۲-۳-۶- سرنوشت آب آبشویی ۳۱

۲-۳-۷- سدیمی‌شدن خاک در اثر شوری‌زدایی ۳۱

۲-۳-۸- استفاده از مواد اصلاح کننده ۳۲

۲-۳-۹- روش‌های آبشویی اولیه ۳۵

۲-۳-۱۰- استفاده از زهاب در آبشوئی ۴۰

۲-۳-۱۱- آبشویی تدریجی خاک در حضور گیاه ۴۰

۲-۴- نتایج آبشویی در ایران ۴۳

فصل سوم- تالاب‌های انسان ساخت ۴۷

۳-۱- پیش‌گفتار ۴۷

۳-۲- طبقه بندی تالاب‌ها ۴۸

۳- ۲-۱- تالاب‌های انسان ساخت برای ایجاد زیستگاه ۴۸

۳- ۲- ۲- تالاب‌های انسان ساخت برای کنترل سیل ۴۹

۳- ۲- ۳- تالاب‌های انسان ساخت برای تصفیه فاضلاب ۴۹

۳- ۲-۴- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد ۵۰

۳- ۲-۵- تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی ۵۲

۳-۲-۶- تالاب‌های انسان ساخت ترکیبی ۵۶

۳- ۲- ۷- تالاب‌های شناور (FTW) ۵۹

۳-۳- توان تبدیل نیتروژن در تالاب‌های انسان ساخت ۶۰

۳-۳-۱- حذف نیتروژن کل و نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی در تالاب‌های انسان ساخت ۶۰

۳-۴- کشاورزی منبع اصلی آلودگی نیتروژن در آب و خاک ۶۳

۳-۵- تصفیه زهاب با استفاده از تالاب‌های با جریان سطحی ۶۵
۳-۶- اصلاحات رایج در تالاب‌های با جریان سطحی ۶۸
۳-۷- نیاز به بازیابی خدمات زیست‌بوم در کنار مزرعه ۶۹
۳-۸- عملکرد تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی ۷۱
۳- ۹ مزایا و معایب تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی ۷۱
۳- ۹- ۱- مزایا ۷۱
۳-۹-۲- معایب ۷۲
۳-۱۰- کارایی تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی ۷۳
۳-۱۰-۱- سرعت حذف نیتروژن ۷۴
۳-۱۰-۲- نیتروژن و بارهای ورودی ۷۷
۳-۱۱- طراحی تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی ۸۰
۳-۱۱- ۱- فرایندها و عوامل حذف ۸۳
۳-۱۱-۲- اثر اقلیم ۸۴
۳-۱۱-۳- کارایی حذف نیتروژن ۸۵
۳-۱۱-۴- اثر هیدرولوژی ۸۷
۳-۱۲- بهره برداری و نگهداری ۹۱
۳- ۱۲-۱- اقدامات مدیریتی برای کاستن از تلفات نیتروژن در خاک ۹۲
۳- ۱۳- توان حذف فسفر در تالاب‌های انسان ساخت ۹۵

فصل چهارم- حذف فسفر ۹۷
۴-۱- پیش‌گفتار ۹۷
۴-۲- کلیات: مشکلاتی که فسفر ایجاد می‌کند و چرخه فسفر ۹۸
۴-۳- راه‌های کاهش خطرات زیست‌محیطی فسفر در مزرعه ۹۹
۴-۳-۱- مدیریت کود ۱۰۰
۴- ۴- مدیریت حفاظت و انتقال فسفر ۱۰۲
۴-۵- مدیریت منابع فسفر در کود ۱۰۳
۴- ۶- حرکت فسفر در سطوح بزرگ ۱۰۶
۴- ۶-۱- مدل مفهومی‌انتقال فسفر ۱۰۸
۴- ۶-۲- مدیریت فسفر درکشاورزی برای حفاظت از محیط زیست ۱۱۴
۴-۷- آزمایش فسفر خاک ۱۱۵

۴-۸- مدل سازی انتقال فسفر ۱۱۸
۴- ۸-۱- مدل‌های مبتنی بر پردازش ۱۱۸
۴- ۸-۲ مدل‌های ضریب صادرات ۱۱۹
۴-۸- ۳ مدل‌های آماری ۱۲۰
۴-۹- شاخص فسفر ۱۲۱
۴- ۹- ۱ نمودار آسیب پذیری مزرعه برای تفسیر شاخص اصلی فسفر ۱۲۴
۴-۱۰- روش‌های گوناگون حذف فسفر از پساب و فاضلاب ۱۲۶
۴-۱۰-۱- پالایش گیاهی فسفر در تالاب‌های انسان ساخت ۱۲۷
۴- ۱۰-۲- تالاب‌های انسان ساخت مناسب ۱۲۸
۴-۱۰-۳- حذف فسفر توسط گیاهان گوناگون آبزی ۱۲۹
۴- ۱۰-۴- جمع بندی حذف فسفر با کمک تالاب‌ها ۱۳۶
۴-۱۱- بهترین شیوه‌های مدیریتی در حذف فسفر ۱۳۸
۴-۱۲- جاذب‌های فسفر ۱۳۹

فصل پنجم- پالایش گیاهی در پهنه‌های آلوده به فلزات سنگین ۱۴۷
۵-۱- پیش‌گفتار ۱۴۷
۵-۲- کلیات پالایش گیاهی ۱۴۷
۵- ۳- فناوری پالایش گیاهی برای تصفیه خاک‌های آلوده به فلزات سنگین ۱۵۰
۵-۴- سازوکارهای پالایش گیاهی ۱۵۱
۵- ۴-۱- استخراج گیاهی ۱۵۲
۵-۴-۲- جذب ریشه ای با فیلتر کردن(ریزوفیلتراسیون) ۱۵۲
۵-۴-۳- تثبیت گیاهی ۱۵۳
۵-۴-۴- تبخیر گیاهی ۱۵۴
۵-۵- گیاهان مناسب برای پالایش گیاهی ۱۵۵
۵- ۶- بیش اندوزهای فلزات سنگین ۱۵۶
۵- ۷- جمع کننده‌های فلزات سنگین در ریشه‌ها ۱۵۷
۵-۸- نشانگرهای فلزات سنگین ۱۵۸
۵-۸-۱- کاربرد فناوری پالایش گیاهی در خاک‌های آلوده- درجا، خارج از محل و رویکردهای ترکیبی ۱۵۸
۵- ۹- دفع محصولات پالایش گیاهی یا استفاده از محصولات جانبی آن‌ها ۱۶۱
۵- ۹-۱- روش‌های پیش از درمان ۱۶۱

۵- ۹-۲- دفع مستقیم ۱۶۴
۵- ۹-۳- خاکستر کردن ۱۶۴
۵-۱۰- ارزیابی آلودگی خاک به فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی ۱۶۵
۵- ۱۰-۱- منشا کادمیوم ۱۶۶
۵-۱۰-۲- منشاء کروم ۱۶۷
۵-۱۰-۳- منشاء نیکل ۱۶۸
۵-۱۰-۴- منشاء سرب ۱۶۹
۵-۱۱- رابطه غلظت فلزات سنگین با عوامل مهم و موثر خاک ۱۶۹
۵- ۱۲- ارتباط آلودگی خاک به فلزات سنگین با عوامل دیگر ۱۷۰
۵-۱۲-۱- رابطه غلظت فلزات سنگین با pH خاک ۱۷۰
۵- ۱۲-۲- رابطه غلظت فلزات سنگین با درصد مواد آلی خاک ۷۱
۵-۱۲-۳- رابطه غلظت فلزات سنگین با درصد رس خاک ۱۷۱
۵-۱۳- ارتباط آلودگی خاک و گیاه به فلزات سنگین ۱۷۲
۵-۱۴- نتیجه ۱۷۳

فصل ششم- بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک ۱۷۵
۶-۱- پیش گفتار ۱۷۵
۶-۲- بهترین شیوه‌های مدیریتی ۱۷۶
۶-۳- بهترین کارهای مدیریتی: چگونه کار می کنند؟ ۱۷۷
۶- ۳-۱- رسوب، نمونه ای از مشکل زیست‌محیطی کشاورزی ۱۷۷
۶- ۳- ۲- مدیریت کود، نمونه ای دیگر برای کاهش مشکلات زیست‌محیطی کشاورزی ۱۷۸
۶- ۳- ۳- مدیریت آفت‌کش‌ها، نمونه ای دیگر برای کاهش آلاینده های کشاورزی ۱۷۹
۶- ۳- ۴- ترکیبی از بهترین شیوه‌های مدیریتی: سیستم‌ها ۱۸۰
۶-۴- کلیاتی در باره بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک ۱۸۲
۶- ۴- ۱- کشاورزی حفاظتی ۱۸۳
۶- ۴- ۲- مدیریت خاکورزی ۱۸۶
۶- ۴- ۳- محصولات پوششی ۱۸۹
۶- ۴- ۴- مدیریت نیتروژن با گیاه پوششی ۱۹۰
۶- ۴- ۵- تناوب زراعی ۱۹۲

۶- ۵- بهترین شیوه‌های مدیریتی در کناره‌های مزرعه برای مدیریت مواد غذایی ۱۹۴
۶- ۶- تالاب‌ها ۱۹۶
۶- ۷- بافرهای اشباع ۲۰۰
۶- ۸- بیوراکتورها ۲۰۳
۶- ۸-۱- بیوراکتورهای زهکشی برای دفع نیتروژن ۰۳
۶-۸-۲- استفاده از ذغال زیستی در بیوراکتورها ۲۰۵
۶-۸-۳- بیوراکتورهای زهکشی برای جذب فسفر ۲۰۶

فصل هفتم- بهترین شیوه‌های مدیریتی در زهکشی ۲۰۹
۷-۱- پیش‌گفتار ۲۰۹
۷-۲- آلودگی‌های نقطه‌ای و غیر نقطه ای ۲۱۰
۷-۳- بهترین شیوه‌های مدیریتی ۲۱۰
۷-۴- تعریف بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMP) ۲۱۱
۷- ۵- لزوم انجام بهترین شیوه‌های مدیریتی ۲۱۲
۷- ۶- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی ۲۱۲
۷- ۷- چند جانبه نگری در تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی ۲۱۳
۷- ۸- هدف مطالعه و به کارگیری BMP ۲۱۴
۷- ۹- مشکلات ساختاری مربوط به طرح‌های زهکشی در ایران ۲۱۴
۷-۱۰- پایداری کشاورزی فاریاب و گسترش مسائل زهکشی ۲۱۵
۷-۱۱- راهکارهای حفاظت از پایین دست ۲۱۶
۷-۱۱-۱- دفع زهاب ۲۱۶
۷-۱۱-۲- استفاده از حوضچه‌های تبخیری ۲۱۷
۷-۱۱-۳- بالا بردن راندمان آبیاری و پرهیز از بیش زهکشی ۲۱۷
۷-۱۱-۴- مدیریت زهکشی ۲۱۸
۷- ۱۲- بهترین شیوه‌های مدیریتی ۲۲۴
۷-۱۲-۱- انتخاب نوع سامانه زهکشی ۲۲۴
۷- ۱۲-۲- انتخاب مبانی مناسب برای سامانه زهکشی ۲۲۵
۷- ۱۲-۳- انتخاب مدیریت مناسب ۲۲۶
۷- ۱۳- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در طراحی زهکشی ۲۲۶
۷- ۱۴- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در مدیریت زهکشی ۲۳۰

فصل هشتم- مقایسه کارآیی روش‌های کنار مزرعه ۲۳۳

۸-۱- پیش‌گفتار ۲۳۳

۸-۲- مغذی شدن پهنه‌های آبی، مشکل بزرگ زهکشی ۲۳۳

۸-۳- راهکارهای حذف نیترات و فسفر کل ۲۳۵

۸- ۴- مروری بر انواع تاسیسات کاهش آلودگی‌های زهکشی ۲۳۵

۸-۴-۱- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد (FWS) ۲۳۵

۸-۴-۲- بیوراکتورهای نیرات‌زدایی (DBR) ۲۳۶

۸-۴-۳- زهکشی کنترل شده (CD) ۲۳۷

۸-۴-۴- مناطق بافر اشباع (SBZ) ۲۳۸

۸-۴-۵- مناطق بافر ترکیبی (IBZ) ۲۳۹

۸-۵- کارایی انواع راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی ۲۴۰

۸-۵-۱- تالاب‌های ساخته شده با سطح آزاد آب (FWS) ۲۴۰

۸- ۵-۲- بیوراکتورهای نیرات‌زدایی (DBR) ۲۴۳

۸- ۵- ۳ زهکشی کنترل شده (CD) ۲۴۴

۸- ۶- مناطق بافر اشباع (SBZ)و بافر ترکیبی (IBZ) ۲۴۶

۸- ۷- کارایی حذف و عدم قطعیت اقدامات کاهش آلودگی زهکشی ۲۴۷

۸-۸- قابلیت کاربرد نتایج در کشاورزی ۲۴۹

۸-۹- ارائه خدمات به زیست‌بوم ۲۵۱

۸-۱۰- چشم انداز: فرصت‌ها و چالش‌ها برای اجرای راهکارهای کاهش آلودگی در مقیاس حوضه آبریز ۲۵۲

فصل نهم- مدیریت جامع زهکشی در مزرعه ۲۵۵

۹-۱- پیش‌گفتار ۲۵۵

۹-۲- یک سامانه جامع زهکشی در کالیفرنیا ۲۵۶

۹-۳- نیاز به اجرای چنین طرحی در کالیفرنیا ۲۵۷

۹-۴- مدیریت شوری با سامانه جامع زهکشی ۲۵۸

۹- ۴-۱- نکاشت گذاری ۲۵۹

۹- ۴-۲- استفاده دوباره از زهاب؛ کلیات ۲۵۹

۹-۵- اجزای سامانه جامع زهکشی ۲۶۰

۹- ۵-۱- نوار مرزی درختان ۲۶۱
۹- ۵-۲- مناطق تولید محصولات زراعی ۲۶۲
۹- ۵-۳- سامانه زهکشی زیرزمینی ۲۶۳
۹- ۵-۴- تبخیرکننده خورشیدی ۲۶۳
۹- ۶- مدیریت نمک ۲۶۴
۹-۷- ارزیابی و ملاحظات منطقه طرح ۲۶۵
۹- ۷-۱- اقلیم شناسی ۲۶۵
۹- ۷-۲- آب زیرزمینی ۲۶۵
۹- ۷-۳- جریان آب زیرزمینی ۲۶۶
۹- ۷-۴- خاک ۲۶۷
۹- ۷-۵- بررسی شوری ۲۶۷
۹- ۷-۶- شناخت منطقه ۲۶۷
۹- ۷-۷- سطح مزرعه ۲۶۸
۹- ۷-۸- جغرافیا ۲۶۸
۹- ۷-۹- شیب ۲۶۸
۹- ۷-۱۰- سامانه‌ها و زیرساخت‌های موجود ۲۶۸
۹- ۷-۱۱- مکان یابی منطقه برداشت نمک ۲۶۹
۹-۸- سامانه زهکشی زیرزمینی ۲۶۹
۹- ۹-مدیریت و نظارت ۲۶۹
۹- ۹-۱-پمپاژ و توزیع آب در مناطق زراعی ۲۶۹
۹- ۹-۲- کنترل جریان در سیستم زهکشی زیرزمینی ۲۷۰
۹- ۹-۳- تبخیرکننده خورشیدی ۲۷۰
۹-۱۰- سامانه‌های خودکار در روش‌های غرقابی، اسپری یا آب پاشی ۲۷۲
۹-۱۱- چاه‌های مشاهده‌ای ۲۷۲
۹- ۱۲- گزینه‌های طراحی تبخیرکننده خورشیدی ۲۷۳
۹-۱۳- ملاحظات طراحی ۲۷۴
۹- ۱۳-۱- مناطق زراعی و درختی ۲۷۶
۹-۱۳-۲- بهره برداری و نگهداری سیستم ۲۷۸
۹- ۱۴- پژوهش‌های آینده ۲۸۰
۹- ۱۴- ۱- برداشت نمک، استفاده و بازاریابی ۲۸۰

۹- ۱۴- ۲- محصولات زراعی ۲۸۱
۹- ۱۵- تأثیر آب‌ماندگی بر نیمرخ خاک ۲۸۲
۹- ۱۶- جایگزین‌های انرژی ۲۸۲
۹- ۱۶- ۱- حوضچه‌های خورشیدی ۲۸۲

فصل دهم- مدیریت جامع زهکشی در مزرعه؛ نمونه برنامه‌ریزی ۲۸۳
۱۰-۱- پیش گفتار ۲۸۳
۱۰-۲- نمونه‌ای از برنامه ریزی؛ فرضیات ۲۸۳
۱۰-۳- انتخاب گیاهان برای کشت در مراحل گوناگون ۲۸۵
۱۰- ۳- ۱- آتریپلکس ۲۹۱
۱۰- ۳- ۲- اکالیپتوس ۲۹۲
۱۰-۳-۳- انتخاب گیاه شورزی ۲۹۴
۱۰-۴- سطح زیر کشت گیاهان گوناگون در ترکیب کشت ۲۹۶
۱۰- ۵- تبخیرکننده خورشیدی ۲۹۷
۱۰- ۶- تعدیل مساحت هنگامی که از روش تبخیرکننده بارانی استفاده شود ۳۰۰
۱۰- ۷- احداث تاسیسات ذخیره زهاب (مخازن ذخیره سازی) ۳۰۰
۱۰-۸- استحصال مواد معدنی و نمک از شورابه ۳۰۱
۱۰- ۹- نتیجه طراحی ۳۰۱

فصل یازدهم- فناوری‌های پالایش زهاب ۳۰۳
۱۱- ۱ پیش گفتار ۳۰۳
۱۱- ۲ طبقه بندی راهکارهای بهبود زهاب ۳۰۳
۱۱- ۳- راهکار نخست: طراحی مناسب سامانه زهکشی ۳۰
۱۱-۳- ۱ اطمینان از نیاز به زهکشی ۳۰۴
۱۱-۳- ۲ شدت زهکشی و عمق نصب زهکش ۳۰۶
۱۱-۳ - ۳ کیفیت آب زیر سطحی ۳۰۷
۱۱-۳- ۴ کنترل درازمدت شوری در ناحیه ریشه ۳۰۷
۱۱-۳- ۵ استفاده از زهکشی کنترل شده ۳۰۷
۱۱-۳- ۶ روش جامع مدیریت زهکشی مزرعه ۳۰۸

۱۱- ۳- ۷ استفاده دوباره از زهاب ۳۰۸
۱۱- ۳- ۸ پرهیز از زهکشی مناطق با آلودگی خطرناک ۳۱۲
۱۱- ۳- ۹ موارد دیگر ۳۱۲
۱۱-۴ راهکار دوم: زهکشی کنترل شده ۳۱۲
۱۱-۴- ۱ پیش نیازهای کاربرد زهکشی کنترل شده ۳۱۷
۱۱- ۴- ۲ شرایط مناسب کاربرد زهکشی کنترل شده ۳۱۷
۱۱-۴- ۳ مناطق مناسب اجرا در ایران ۳۱۸
۱۱- ۵ راهکار سوم: مدیریت زهاب‌برها ۳۲۰
۱۱-۶ راهکار چهارم: تالاب‌های انسان ساخت ۳۲۳
۱۱- ۷ راهکار پنجم: نوارهای بافر ۳۲۶
۱۱- ۷- ۱ اثرات بافر نواری بر آب و خاک ۳۲۹
۱۱-۷- ۲ چگونگی کار نوارهای بافر ۳۳۲
۱۱- ۷- ۳ چالش‌های رویاروی نوارهای بافر ۳۳۴
۱۱- ۷- ۴ کارکرد نوارهای بافر ۳۳۸
۱۱- ۸ راهکار ششم: بافرهای اشباع ۳۴۱
۱۱- ۸-۱ محل مناسب بافر اشباع ۳۴۲
۱۱- ۸- ۲ بهبود کیفیت آب توسط بافرهای اشباع ۳۴۳
۱۱- ۸ - ۳ درازای بافرهای اشباع ۳۴۳
۱۱-۸- ۴ مدیریت مورد نیاز ۳۴۴
۱۱- ۸- ۵ پوشش گیاهی در بافرهای اشباع ۳۴۴
۱۱- ۹ راهکار هفتم: آبراه‌های سبز ۳۴۷
۱۱- ۹- ۱ مزایا ۳۴۷
۱۱-۹- ۲ معایب ۳۴۷
۱۱-۹- ۳ ابعاد ۳۴۷
۱۱- ۹- ۴ شکل آبراه ۳۴۸
۱۱- ۹- ۵ شیب آبراه ۳۴۸
۱۱- ۹- ۶ خروجی‌های آبراه ۳۴۹

۱۱- ۹- ۷ خیس نماندن دائمی آبراه ۳۴۹
۱۱- ۹- ۸ زهکشی سطحی ۳۵۰
۱۱- ۹- ۹ ساخت و ساز آبراه ۳۵۰
۱۱- ۹- ۱۰ زمان مناسب ساخت ۳۵۱
۱۱-۹- ۱۱ حفاظت از آبراه‌های تازه احداث شده ۳۵۱
۱۱- ۹- ۱۲ بذر و کوددهی آبراه ۳۵۱
۱۱- ۹- ۱۳ تعمیر و نگهداری از آبراه سبز ۳۵۲
۱۱- ۱۰ راهکار هشتم: کنترل رسوب در مزرعه و ورودی‌های جانبی ۳۵۴
۱۱- ۱۰- ۱ هدف و عملکرد ۳۵۵
۱۱- ۱۰- ۲ قابلیت کاربرد ۳۵۵
۱۱- ۱۰- ۳ فرسایش خاک ۳۵۵
۱۱- ۱۰- ۴ جلوگیری از فرسایش خاک ۳۵۶
۱۱- ۱۰- ۵ تراس بندی و کشت روی خطوط تراز ۳۵۶
۱۱- ۱۰- ۶ پوشش زمین ۳۵۷
۱۱- ۱۰- ۷ گیاهان پوششی ۳۵۷
۱۱- ۱۰- ۸ استفاده از مالچ ۳۵۷
۱۱- ۱۰- ۹- کم‌خاکورزی و بی‌خاکورزی ۳۵۸
۱۱- ۱۰- ۱۰ مواد آلی ۳۵۸
۱۱- ۱۰- ۱۱ چرای متناوب ۳۵۸
۱۱- ۱۰- ۱۲ تغییر روش آبیاری ۳۵۹
۱۱- ۱۰- ۱۳ پایش کشت برای شناسایی فرایندهای فرسایش خاک ۳۵۹
۱۱- ۱۰- ۱۴ کاربرد کود به مقدار لازم در هر نوبت ۳۵۹
۱۱- ۱۰- ۱۵ برنامه ریزی و نظارت بر تناوب زراعی ۳۶۰
۱۱- ۱۰- ۱۶ پایش پوشش گیاهی ۳۶۱
۱۱- ۱۰- ۱۷ اهمیت کنترل فرسایش خاک ۳۶۱
۱۱- ۱۰- ۱۸ حفاظت از تاسیسات زهکشی ۳۶۱
۱۱- ۱۰- ۱۹ حفاظت از زهکش قطعه آبیاری (درجه ۴) ۳۶۲

۱۱- ۱۰- ۲۰ حفاظت از زهکش مزرعه (درجه ۳) ۳۶۴
۱۱- ۱۰- ۲۱ حفاظت از آبراه‌های طبیعی ۳۶۵
۱۱- ۱۱ راهکار نهم: بیوراکتورها و مانع‌های واکنشی ۳۶۶
۱۱-۱۲ راهکار دهم: مدیریت کشاورزی ۳۷۰
منابع ۳۷۳

فهرست شکل‌ها

شکل ۱-۱- رابطه عمق و فاصله زهکش‌ها ۳
شکل ۱- ۲- شدت تبخیر از سطح خاک در موقعیت‌های گوناگون سطح ایستابی ۴
شکل ۱-۳- برآورد درصدی از نیاز آبی گیاه که می‌تواند از سطح ایستابی تامین شود ۶
شکل ۱-۴- مقایسه زهکش‌های عمیق و کم عمق از نظر خروج زهاب در فصل با تغذیه کم ۷
شکل ۱-۵- مدل مفهومی‌عمق آب زیر سطحی در ماه‌های گوناگون در زهکش کم عمق و عمیق ۸
شکل ۱- ۶- مغذی شدن آب و شکوفایی جلبکی در اثر بالا بودن غلظت فسفر ۱۶
شکل ۱- ۷- زهکش کنترل شده در مقایسه با زهکش آزاد ۱۸
شکل ۲-۱- مدل استفاده گیاه از آب ۲۴
شکل ۲-۲- نمونه‌هایی از منحنی شوری‌زدایی خاک در روش آبشویی پیوسته ۳۰
شکل ۲-۳- مقایسه جریان آب از درون خاک دارای ساختمان مناسب و خاک دچار پخشیدگی ۳۲
شکل ۲-۴- جایگزین شدن کلسیم با سدیم در مجاورت گچ ۳۳
شکل ۲-۵- تاثیر بافت خاک بر سرعت جریان و نمک زدایی ۳۷
شکل ۲-۶- تاثیر ساختمان خاک بر مسیرهای جریان و آبشویی خاک ۳۸
شکل ۲-۷-کاهش تدریجی شوری عصاره اشباع خاک در اثر نفوذ عمقی در سال نخست آبیاری ۴۳
شکل ۳-۱- طبقه بندی تالاب‌ها ۵۱
شکل ۳- ۲- تالاب انسان ساخت با سطح آب آزاد ۵۲
شکل ۳- ۳- تالاب انسان ساخت با جریان زیرسطحی افقی ۵۳
شکل ۳- ۴- تالاب با جریان زیرسطحی عمودی ۵۵
شکل ۳- ۵- سامانه‌های ترکیبی تالاب‌های انسان ساخت ۵۸
شکل ۳- ۶- تالاب شناور ۶۰

شکل ۳-۷- مقدار حذف گونه های نیتروژن با توجه به بار وارده در تالاب‌های با جریان سطحی ۷۸
شکل ۳- ۸-کارآیی حذف گونه های نیتروژن با توجه به بار ورودی در تالاب‌های با جریان سطحی ۷۹
شکل ۳- ۹- رابطه بین بار هیدرولیک و نرخ حذف گونه های نیتروژن در تالاب‌های با جریان سطحی ۸۸
شکل ۳-۱۰- رابطه بین بار هیدرولیک و کارآیی حذف ترکیبات گوناگون نیتروژن در تالاب‌های با جریان سطحی ۷۹
شکل ۳- ۱۱- مدل نرخ حذف نیتروژن کل به عنوان تابعی از بار هیدرولیک و غلظت کل نیتروژن ۹۰
شکل ۳- ۱۲- نرخ حذف نیتروژن کل مشاهده شده در مقایسه با مقدار پیش‌بینی شده ۹۱
شکل ۴- ۱- مدیریت کوددهی و چند راهکار حفاظتی برای کاهش تلفات فسفر ۱۰۰
شکل ۴-۲- مدل مفهومی‌انتقال فسفر غیر نقطه‌ای از مزارع به آب‌های سطحی ۱۰۹
شکل ۴- ۳- مولفه‌های اصلی هیدرولوژی در کوهپایه‌ها ۱۱۱
شکل ۴-۴- رابطه بین غلظت فسفر محلول در رواناب سطحی با فسفر قابل استخراج خاک ۱۱۶
شکل ۴- ۵- رابطه بین غلظت فسفر محلول در رواناب سطحی با فسفر خاک (مدل خط شکسته) ۱۱۷
شکل ۴- ۶- مدل شاخص مینه سوتا ۱۲۵
شکل ۴- ۷- چند منبع از مواد جاذب فسفر ۱۴۰
شکل ۴- ۸- طرز کار کلی جاذب‌های فسفر (نمونه: مواد دارای کلسیم) ۱۴۱
شکل ۴- ۹- طرز کار کلی جاذب‌های فسفر (نمونه: شن پوشیده شده با آهن) ۱۴۱
شکل ۴- ۱۰- فلوچارت بررسی مشخصات جاذب فسفر ۱۴۳
شکل ۴- ۱۱- سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول چندین زهکش زیرزمینی در مسیر زهکش اصلی ۱۴۳
شکل ۴- ۱۲- سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول از خروجی زهکش در کنار زهکش روباز ۱۴۴
شکل ۴-۱۳- سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول از خروجی زهکش زیرزمینی در مسیر زهکش روباز ۱۴۴
شکل ۴- ۱۴- نمونه‌ای از سازه فیلتر محصور برای جذب فسفر ۱۴۵
شکل ۴- ۱۵- نمونه‌ای از باکس فیلترهای تجارتی برای جذب نیتروژن و فسفر ۱۴۶
شکل ۵- ۱- فرایند پالایش گیاهی ۱۵۱
شکل ۵- ۲- نقش اندام‌های گیاهی در فرایند پالایش گیاهی ۱۵۵
شکل ۵- ۳ توپوگرافی منطقه در راستای بزرگترین شیب ۱۶۶
شکل ۵-۴ غلظت کادمیوم در راستای مورد نظر ۱۶۷
شکل ۵-۵- غلظت کروم در راستای مورد نظر ۱۶۸
شکل ۵-۶- غلظت نیکل در راستای مورد نظر ۱۶۸
شکل ۵-۷- غلظت سرب در راستای مورد نظر ۱۶۹

شکل ۵- ۸- رابطه غلظت فلزات سنگین با آهک در خاک ۱۷۰
شکل ۵-۹- تغییرات غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاه ۱۷۳
شکل ۶-۱- مدیریت خاکورزی ۱۸۸
شکل ۶-۲- فلوچارت انتخاب نوع مدیریت مناسب خاکورزی ۱۸۹
شکل ۶-۳- فلوچارت انتخاب گیاه پوششی مناسب ۱۹۰
شکل ۶-۴ فلوچارت نمونه برای انتخاب تناوب زراعی ۱۹۳
شکل ۶-۵-انتخاب روش مناسب مفید بودن مدیریت کتاره مزرعه از دیدگاه کشاورز ۱۹۵
شکل ۶-۶- انتخاب مدیریت مناسب کتاره مزرعه برای بهبود کیفیت آب ۱۹۶
شکل ۶-۷- تالاب انسان ساخت ۱۹۸
شکل ۶-۸- مفید بودن تالاب از دیدگاه کشاورز و امکان استفاده در منطقه ۲۰۱
شکل ۶- ۹- بافر اشباع ۲۰۲
شکل ۶-۱۰- بافر اشباع در مزرعه‌ای در ایالت آیوا، امریکا ۲۰۲
شکل ۶- ۱۱- بیوراکتور دنیتریفیکاسیونی ۲۰۴
شکل ۶-۱۲- مقایسه نقش راکتورها با روش‌های دیگر بهبود محیط زیست. ۲۰۵
شکل ۶-۱۳- بیوراکتور همراه با ذغال زیستی برای جذب نیتروژن و فسفر زهاب ۲۰۶
شکل ۶- ۱۴- سرباره آهن، ضایعات کارخانه ذوب آهن از منابع تجاری جاذب فسفر ۲۰۷
شکل ۸- ۱- تالاب دارای مخزن رسوبگیر با سطح آب آزاد ۲۳۶
شکل ۸- ۲- بیوراکتور برای تبدیل نیترات به گاز بی‌خطر ۲۳۷
شکل ۸- ۳- زهکشی کنترل شده ۲۳۸
شکل ۸- ۴- منطقه بافر اشباع ۲۳۹
شکل ۸- ۵- منطقه بافر ترکیبی ۲۳۹
شکل ۸- ۶- رابطه کاهش زهاب با کاهش نیترات و فسفر کل خروجی از زهکش‌ها ۲۴۵
شکل ۸- ۷- مدل مفهومی‌جانمایی سازه‌های کاهش آلودگی زهاب ۲۵۰
شکل ۹-۱- سامانه جامع زهکشی در مزرعه ۵۸
شکل ۹-۲- سامانه جامع زهکشی در مزرعه اندرو در کالیفرنیا؛ چهار مرحله‌ای (راست) و سه مرحله‌ای (چپ) ۲۶۱
شکل ۹-۳- نمای بالا و مقطع سامانه تبخیرکننده خورشیدی ۲۷۹
شکل ۹-۴- نمای بالا و مقطع دو واحد جداگانه تغلیظ کننده و تبخیرکننده در سامانه تبخیرکننده خورشیدی ۲۷۵
شکل ۹- ۵- حوضچه تبخیرکننده خورشیدی ۲۷۹

شکل ۱۰-۱- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف چغندرقند ۲۸۶
شکل ۱۰-۲- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف چند گیاه مقاوم به شوری ۸۸
شکل ۱۰-۳- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف یونجه ۲۹۰
شکل ۱۰-۴- مصرف یونجه نسبت به زهاب نیشکر ۲۹۰
شکل ۱۰- ۵- اکالیپتوس کاری‌های استان خوزستان ۲۹۱
شکل ۱۰-۶- برآورد نیاز آبی اکالیپتوس در ماه‌های گوناگون در شمال خوزستان ۲۹۳
شکل ۱۰-۷- مصرف اکالیپتوس نسبت به زهاب یونجه ۲۹۷
شکل ۱۰-۸- دو واحد جداگانه تغلیظ کننده و تبخیرکننده ۲۹۸
شکل ۱۰- ۹- خلاصه نتایج کلی برنامه ریزی برای مدیریت جامع زهکشی در مزارع نیشکر ۲۹۹
شکل ۱۱- ۱- اثر کاهش عمق نصب زهکشهای زیرزمینی بر فرآیند تخلیه زهاب ۳۰۱
شکل ۱۱- ۲- افزایش کارآیی آبیاری با استفاده دوباره از زهاب ۳۰۵
شکل ۱۱-۳- روش‌های متداول استفاده دوباره از زهاب ۳۰۵
شکل ۱۱- ۴- استفاده دوباره از زهاب به روش مستقیم در سطح مزرعه ۳۰۶
شکل ۱۱-۵- استفاده دوباره از زهاب به روش اختلاط در سطح بخشی از شبکه ۳۰۶
شکل ۱۱-۶- اثر زهکشی کنترل شده بر حجم زهاب و مواد غذایی خروجی از زهکش ۳۰۸
شکل ۱۱- ۷- سازه پیش ساخته زهکش کنترل شده ۳۱۰
شکل ۱۱- ۸- نمونه‌ای ساده از سازه زهکشی کنترل شده برای کشور ۳۱۵
شکل ۱۱- ۹- آبیاری جزر و مدی نخل‌های آبادان ۳۱۵
شکل ۱۱-۱۰- استفاده از شیر کنترل فشار در زهکشی کنترل شده ۳۱۵
شکل ۱۱- ۱۱- راه درست جایگزین لایروبی زهکش‌های روباز ۳۲۲
شکل ۱۱- ۱۲ زهکش دو پله‌ای برای کاهش آلودگی‌های محیط زیستی ۳۲۳
شکل ۱۱- ۱۳- بافر نواری علفی ۳۲۴
شکل ۱۱- ۱۴- تاثیر بافر بر چرخه کربن و نیتروژن ۳۳۲
شکل ۱۱- ۱۵- بافر نواری درختی ۳۳۵
شکل ۱۱- ۱۶- بافر نواری ترکیبی ۳۳۵
شکل ۱۱- ۱۷- روش گذراندن زهاب از درون بافر ۳۳۹
شکل ۱۱-۱۸- اجزای بافر اشباع ۳۴۰
شکل ۱۱-۱۹- اختلاف ارتفاع مناسب برای کار بافر اشباع ۳۴۲
شکل ۱۱- ۲۰- اختلاف ارتفاع نه چندان مناسب برای کار بافر اشباع ۳۴۳
شکل ۱۱-۲۱- نیمرخ عرضی یک زهکش پلکانی ۳۴۴

شکل ۱۱- ۲۲- مقطع مناسب برای آبراه سبز ۳۴۹
شکل ۱۱- ۲۳- محل مناسب قرار گیری زهکش در زیر آبراه سبز ۳۵۰
شکل ۱۱-۲۴- ورودی آبشار لوله ای ۳۵۱
شکل ۱۱- ۲۵- کشت روی خطوط تراز ۳۵۱
شکل ۱۱- ۲۶- بازیافت رواناب سطحی از انتهای مزرعه ۳۵۴
شکل ۱۱- ۲۷- سازه آبشار برای کاهش سرعت آب ۳۵۵
شکل ۱۱-۲۸- سازه کنترل شیب و رسوبگیر در آبراه طبیعی با مصالح طبیعی ۳۶۳
شکل ۱۱-۲۹- سازه کنترل شیب و رسوبگیر در آبراه طبیعی با مصالح بتنی ۳۶۴
شکل ۱۱-۳۰- مانع‌های واکنشی نفوذ پذیر برای پالایش آب زیر زمینی ۳۶۷
شکل ۱۱-۳۱- شمایی از یک بیورآکتور زهکشی ۳۶۸
شکل ۱۱-۳۲- موقعیت بیورآکتور ایجاد شده در یک سیستم زهکشی ۳۷۰

فهرست جدول‌ها

جدول ۲-۱- کارآیی روشهای گوناگون آبیاری در آبشوئی ۳۹
جدول ۲-۲- نفوذ عمقی آب آبیاری در آبشویی تدریجی ۴۱
جدول ۲-۳- خلاصه نتایج مدل شوری‌زدایی تدریجی، شوری عصاره اشباع در پایان هر ماه ۴۲
جدول ۳- ۱- توان تبدیل نیتروژن در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت ۶۱
جدول ۳-۲ میانگین حذف نیتروژن کل در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت ویمازال، ۲۰۰۷ ۶۲
جدول ۳-۳ میانگین حذف بار آلودگی در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت ۶۲
جدول ۳- ۴- میانگین حذف نیتروژن آمونیاکی و نیتروژن نیتراتی در انواع تالاب‌های انسان ساخت ۶۳
جدول ۳-۵- درصد ترکیبات گوناگون نیتروژن در چند تالاب ۷۷
جدول ۳- ۶- ورودی و خروجی آلاینده‌ها در تالاب‌های متداول انسان ساخت با سطح آزاد ۸۲
جدول ۳-۷- خلاصه کارآیی ۲۷ تالاب انسان ساخت با سطح آزاد در امریکا ۸۵
جدول ۴-۱- فرایندهای هیدرولوژیکی، بازه‌های زمانی تقریبی رویدادها و مسیرهای انتقال هیدرولوژیکی ۱۱۲
جدول ۴- ۲- اندازه شکل‌های گوناگون فسفر ۱۱۳
جدول ۴- ۳- آسیب رسانی تلفات فسفر در منطقه ۱۲۳
جدول ۴-۴ – طبقه بندی آسیب پذیری تلفات فسفر در منطقه ۱۲۴
جدول ۴- ۵- حذف فسفر با کمک گیاهان شناور در تالاب‌ها ۱۳۰

جدول ۴- ۶- حذف فسفر با کمک گیاهان غوطه ور و سربرآورده از آب در تالاب‌ها ۱۳۲
جدول ۴-۷- حذف فسفر با کمک جلبک ها در تالاب‌ها ۱۳۵
جدول ۴- ۸- میانگین کاهش غلظت فسفر کل در انواع گوناگون تالاب ۱۳۷
جدول ۴- ۹- میانگین حذف بار آلودگی فسفر کل در انواع گوناگون تالاب ۱۳۸
جدول ۵- ۱- گیاهان بیش اندوز، حذف کننده و نشانگر فلزات ۱۵۶
جدول ۵- ۲ - رابطه بین غلظت فلزات سنگین و pH خاک ۱۷۱
جدول ۵- ۳ رابطه بین غلظت فلزات سنگین و درصد مواد آلی خاک ۱۷۱
جدول ۵- ۴ رابطه بین غلظت فلزات سنگین و درصد رس خاک ۱۷۲
جدول ۶-۱- تاثیر بهترین شیوه‌های مدیریتی آب و خاک برمحیط زیست ۱۸۱
جدول ۶-۲- مزایا و معایب روش‌های گوناگون خاکورزی ۱۸۷
جدول ۶-۳- برخی از نتایج خاکورزی حفاظتی ۱۸۸
جدول ۶-۴- مزایا و معایب کشت گیاهان پوششی ۱۹۱
جدول ۸- ۱- نتیجه کلی پژوهش فرا تحلیلی راهکارهای کاهش آلایندگی زهاب ۲۴۸
جدول ۱۰- ۱- هدایت الکتریکی آب و زهاب در مراحل گوناگون ۲۸۴
جدول ۱۰- ۲- گیاهانی که می‌توانند در الگوی کشت قرار گیرند ۲۸۶
جدول ۱۰-۳- مقایسه نیاز خالص و ناخالص و تلفات نیشکر و چغندر قند (میلی‌متر) ۲۸۷
جدول ۱۰-۴- مقایسه نیاز خالص و ناخالص و تلفات گیاهان الگوی کشت (میلی‌متر) ۲۸۹
جدول ۱۰- ۵- مقایسه تلفات نیشکرو مصرف یونجه (میلی‌متر) ۲۹۶
جدول ۱۰- ۶- مقایسه تلفات یونجه و مصرف اکالیپتوس (میلی‌متر) ۲۹۹
جدول ۱۰-۷- برآورد مساحت تبخیرکننده بر پایه داده‌های سالانه ۳۰۰
جدول ۱۰- ۸- تبخیر ماهانه اهواز و مساحت لازم برای تبخیرکننده خورشیدی ۳۰۵
جدول ۱۱- ۱- درصد تقریبی کاهش فرسایش در اثر کاربرد بهترین شیوه‌های مدیریتی ۳۳۷
جدول ۱۱- ۲- دستورالعمل احداث نوارهای بافر علفی ۳۳۷
جدول ۱۱- ۳- دستورالعمل نگهداری از بافرهای علفی ۳۳۸
جدول ۱۱-۴- درصد کاهش رسوب در اثر برآمدگی‌های درون جویچه‌ها ۳۶۴

فصل نخست

کاستن از عمق زهکش‌ها، راهکاری برای بهبود

۱-۱- پیش‌گفتار

خاک‌های زهدار مناطق خشک و نیمه خشک با مشکل شوری و ماندابی دست به گریبانند. عمق نصب زهکش و کنترل سطح آب باید به گونه‌ای انتخاب شود که تبخیر از سطح خاک نتواند نمک را به سطح زمین برساند. به همین دلیل، همواره کنترل شوری خاک در این مناطق عامل اصلی تعیین عمق زهکش دانسته می‌شود.

مادام که جریان آب در خاک از بالا به پایین باشد و نیاز آبشویی با آبیاری و یا بارندگی تامین شود، خطری برای شور شدن دوباره خاک وجود ندارد. این خطر هنگامی‌پیش می‌آید که جریان آب در درون خاک از پایین به بالا باشد. این موضوع تناقضی را در زهکشی پیش می‌آورد. از سویی زهکش‌ها در مناطق خشک و نیمه خشک باید عمیق باشند تا شوری به سطح زمین نیاید و به محیط زیست آسیب نرساند و از سوی دیگر، زهکش‌های عمیق، آلودگی‌های بیشتری را از خاک خارج می‌کنند و به منابع پذیرنده زهاب منتقل می‌سازند و از این راه به محیط زیست زیان می‌رسانند. در این فصل، به انتخاب بهینه عمق زهکش‌ها پرداخته می‌شود به نحوی که ضمن داشتن کارآیی لازم، زیان کمتری به محیط زیست وارد کند.

۱- ۲- عمق زهکش‌ها؛ اقتصاد و محیط زیست

با افزایش عمق زهکش‌ها، می‌توان فاصله آنها را زیادتر انتخاب کرد (شکل ۱-۱). با این افزایش، طول زهکش‌ها در واحد سطح کمتر می‌شود. در بیشتر حالت‌ها ترکیب این دو عامل موجب می‌شود که عمق بیشتر زهکشی از نظر مالی با صرفه تر باشد. تا چندی پیش، طراحان برای زهکشی مناطق

خشک، به طور معمول، عمق هایی نزدیک دو متر را انتخاب می کردند؛ موضوعی که به نظر می‌رسد اینک نیازمند بازنگری باشد.

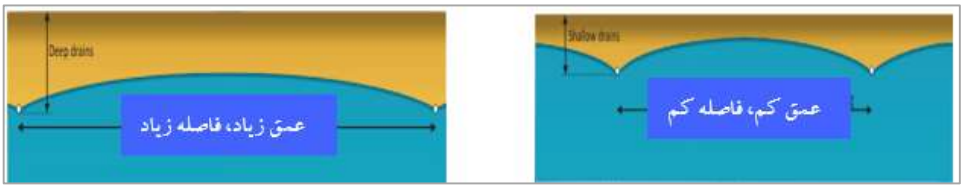
امروزه بسیاری از پژوهشگران و کارشناسان زهکشیِ زیرزمینی در مناطق خشک، با وجود رویارویی با مشکل و خطر شوری خاک، به اثرات بالقوه نامناسب زهکش‌های با عمق زیاد باور دارند. برخی از پژوهشگران نیز به این نتیجه رسیده‌اند که با افزایش عمق زهکش، خروج نمک و آلاینده‌ها از خاک بیشتر می‌شود و منابع پذیرنده زهاب را با خطر بیشتری روبرو می‌کند. این نگرانی‌ها در خوزستان که بیشترین سطح زهکشی شده را در ایران به خود اختصاص داده است، نیز وجود دارد (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴). چند عامل مهم دیگر نیز در تصمیم گیری برای عمق زهکش موثرند که در همین فصل به آنها اشاره می‌شود. با توجه به آنچه گفته شد، حتی بدون در نظر گرفتن عوامل دیگر نیز پیدا کردن عمق مناسب زهکش با در نظر گرفتن مسایل محیط زیست چندان آسان نیست.

۱- ۳- زهکش‌های کم عمق و عمیق

از نظر مهندسی، تعریفی برای شناخت و تمایز بین زهکشی کم عمق و عمیق ارائه نشده است. به طور معمول، زهکش‌های کم عمق به لوله‌های زهکشی زیرزمینی‌ای گفته می‌شود که در عمقی کمتر از یک متر نصب شده‌اند. این زهکش‌ها، هزینه اولیه بالاتری دارند زیرا که باید با فاصله کم تری نسبت به زهکش‌های عمیق نصب شوند تا همان کارآیی را در دفع زهاب داشته باشند.

۱- ٤- اثر عمق زهکش بر فاصله زهکش‌ها

برای رسیدن به سطح ایستابی دلخواه، انتخاب عمق زهکشیِ کمتر باعث می‌شود که فاصله زهکش‌ها نیز کمتر شود. شکل ۱-۱ گواه این مطلب است. هر یک از فرمول‌های تعیین فاصله زهکش‌ها نیز به خوبی چنین رابطه‌ای را نشان می‌دهند.



زهکش کم عمق، با فاصله کم و تراکم بیشتر زهکش عمیق، با فاصله زیاد و تراکم کمتر

شکل ۱-۱- رابطه عمق و فاصله زهکش‌ها

۱- ۵- اثر عمق زهکش بر عملکرد محصول

به نظر می‌رسد عملکرد گیاهان در زهکش‌های عمیق و کم عمق بستگی به محل طرح و عوامل دیگر دارد. بافت خاک، ظرفیت نگهداری آب در خاک، شدت تبخیر و تعرق، عمق ریشه گیاه، بارش و.... در این مورد نقش دارند. قانع(۲۰۲۲) نقش عمق زهکش بر عملکرد را کمتر از ویژگی‌های خاک، خشک یا تر بودن فصل زراعی و فاصله زهکش‌ها می‌داند. با توجه به گوناگونی عوامل موثر، اظهار نظر در باره رابطه عمق زهکش و عملکرد محصول دشوار است. چنانچه پذیرفته شود که زهکش‌های کم عمق می‌توانند رطوبت بیشتری را به گیاه برسانند، باید از این نوع زهکش‌ها عملکرد بیشتری را انتظار داشت؛ مشروط بر این که رطوبت بیشتر موجب آب‌ماندگی نشود. در امریکا تاثیر مثبت و منفی آن بر ذرت کمتر از ۵ درصد بوده است. در مطالعه‌ای که در مصر انجام گرفته، کاهش عمق زهکش از ۱۴۰ به ۱۰۰ سانتی متر باعث صرفه جویی نزدیک ۱۵ درصد از آب آبیاری شده ولی عملکرد محصول بین ۱/۲ تا ۵/۸ درصد بر پایه نوع محصول کشت شده کاهش داشته است (محمد و همکاران، ۲۰۲۱). بنابراین شاید بتوان چنین نتیجه گرفت که عمق زهکش تاثیر چندانی بر عملکرد محصول ندارد. از سوی دیگر، کاهش عمق زهکشی در درازمدت تأثیر ناچیزی بر شوری خاک داشته است. کمبود منابع آب در حال حاضر در مصر باعث می‌شود که پژوهش‌ها بر صرفه جویی در آب آبیاری متمرکز باشد و بهای کمتری به محیط زیست داده شود.

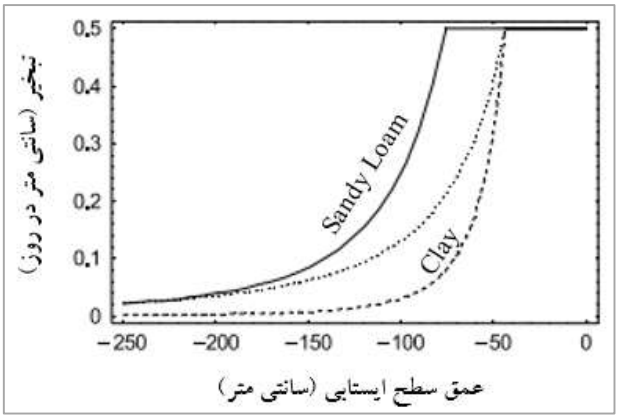
۱- ٦- اثر عمق زهکش بر حجم زهاب

مطالعات زیادی نشان داده‌اند که با افزایش عمق زهکش‌ها، حجم زهاب خروجی افزوده می‌شود و با کاهش عمق زهکشی، مقدار زهاب کاهش می‌یابد (محمد و همکاران، ۲۰۲۱). به طور معمول، با افزایش حجم زهاب، مقدار آلاینده‌هایی که به محیط زیست تخلیه می‌شوند، افزایش می‌یابد. از این رو می‌توان گفت که افزایش عمق زهکش به معنای بیشتر شدن آلاینده‌هایی است که به محیط زیست تخلیه می‌شوند.

۱-۷- عمق زهکش‌های زیرزمینی در منطقه‌های خشک و نیمه خشک

هدف از زهکشی در مناطق مرطوب با مناطق خشک متفاوت است. این هدف در مناطق مرطوب، کمک به تهویه خاک و فراهم آوردن امکان خاکورزی است. در این مناطق بارندگی به آبشویی خاک کمک می‌کند و به جز در مواردی خاص، شوری خاک پیش نمی‌آید.

در مناطق خشک، تبخیر از سطح خاک عاملی نیست که بتوان آن را کم اهمیت به حساب آورد. از این روست که زهکش‌ها باید با عمق بیشتر طراحی شوند و سطح ایستابی را بیشتر پایین ببرند. شکل ۱-۲ رابطه بین تبخیر از سطح خاک و موقعیت سطح ایستابی را نشان می‌دهد.



(ریدولفی و همکاران، ۲۰۰۸)

شکل ۱- ۲- شدت تبخیر از سطح خاک در موقعیت‌های گوناگون سطح ایستابی

به عنوان نمونه، در یک خاک لومی‌شنی چنانچه سطح ایستابی در یک متری سطح خاک باشد، روزانه بیش از ۲ میلی‌متر آب از سطح خاک تبخیر می‌شود؛ رقمی‌قابل توجه که نمی‌توان از آن چشم پوشید.

امروزه در هر سال نزدیک به ۱۰۰ تا ۲۰۰ هزار هکتار زهکشی زیرزمینی با عمق زیاد، در جهان اجرا می‌شود (اسمیدما، ۲۰۰۷). از سوی دیگر، گرایش به کاهش عمق زهکش‌ها در مناطق خشک جهان رو به فزونی است. علت اصلی این امر را باید در ارزش‌های والای محیط زیست که از همه جوانب با خطرروبروست، جستجو کرد. اسمیدما (۲۰۰۷) می‌گوید "اینک به روشنی وقت آن رسیده است تا عمق نصب زهکش در جامعه مهندسی زهکشی به چالش کشیده شود و شیوه‌های طراحی کنونی بصورت جدی و منتقدانه بررسی شود".

بطور کلی بااندکی چشم پوشی می‌توان گفت که عمق زهکش‌ها در نقاط مرطوب بین ۱/۰تا ۱/۵ متر، در مناطق معتدل بین ۱/۵تا ۱/۷ متر و در نقاط خشک نزدیک به دو متر است.

۱- ۸- عوامل موثر بر طراحی عمق زهکش‌های زیرزمینی

در این بخش ملاحظات اصلی انتخاب عمق زهکش‌ها، آن گونه که توسط طراحان بکار گرفته می‌شود، بطور خلاصه بررسی می‌گردد.

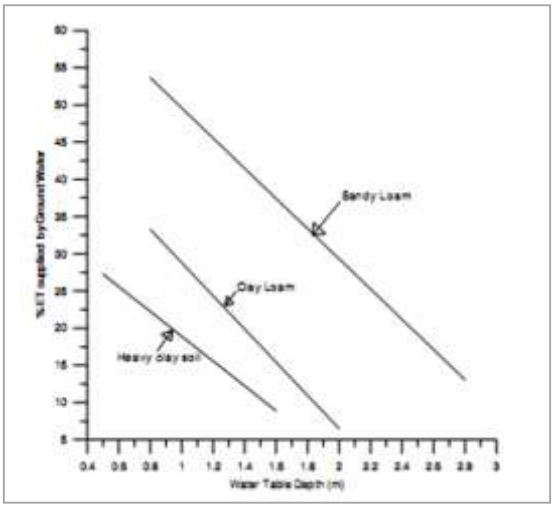
۱- ۸ -۱- تهویه و کنترل شوری

تا چندی پیش، تهویه خاک موضوع چندان مهمی در زهکشی مناطق خشک به حساب نمی‌آمد. لیکن امروزه با گسترش زهکشی کنترل شده و بالاتر بودن عمومی‌سطح آب زیرزمینی در خاک، اهمیت بیشتری یافته است. با افزایش عمق زهکش‌های زیرزمینی، سطح ایستابی پایین‌تر می‌رود و به مهار شوری دوباره خاک، که در اثر خاصیت مویینه‌ای پدید می‌آید، کمک می‌کند. همچنین، امکان

آبشویی خاک و تهویه بهتر ناحیه ریشه فراهم می‌گردد. در عوض، زهکش‌های عمیق آلاینده‌های بیشتری را از نیمرخ خاک خارج می‌کنند و در محیط زیست پراکنده می‌کنند.

۱- ۸ -۲- خطر خشکی و خشکسالی

در شرایط خشکی، زمانی که سفره آب در تراز نصب زهکش یا در زیر آن قرار گیرد، زمین‌هایی که زهکش‌های با عمق کمتر دارند، شرایط بهتری را برای برخورداری گیاه از رطوبت موجود در خاک فراهم می‌آورند. شکل ۱-۳ بخوبی چنین امکانی را نشان می‌دهد. به عنوان نمونه، در یک خاک لومی‌رسی، چنانچه سطح آب در ۱/۲ متری تثبیت شود، گیاه می‌تواند تا نزدیک ۲۵ درصد از نیاز خود را از آب زیر سطحی تامین کند. زهکشی کنترل شده نیز، همانند زهکش‌های کم عمق، می‌تواند چنین امکانی را فراهم آورد (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴).



(آیرز و همکاران، ۲۰۰۵)

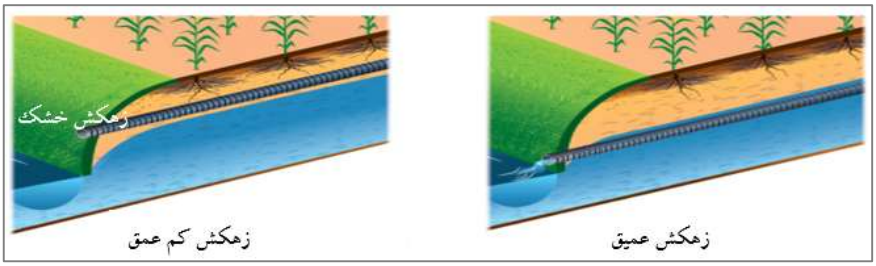
شکل ۱-۳- برآورد درصدی از نیاز آبی گیاه که می‌تواند از سطح ایستابی تامین شود

۱- ۸ -۳- دوام خروج زهاب از زهکش‌ها و سرعت پایین انداختن سطح ایستابی

مطالعات انجام شده با کمک مدل‌ها نشان می‌دهند که زهکش‌های کم عمق، سطح آب را از خاک رویی، تندتر از زهکش‌های عمیق پایین می‌اندازند. پایین آوردن سریعتر سطح آب، خاک سطحی را از آب‌ماندگی رها می‌کند. قاعده کلی این است که سامانه زهکشی باید سطح ایستابی را در مدت ۲۴ ساعت پس از اشباع شدن، به نزدیکی ۱ فوت زیر سطح خاک برساند (قانع، ۲۰۲۲ به نقل از براون و وارد، ۱۹۹۷).

ذرت می‌تواند شرایط غرقابی را تا نزدیک ۲۴ ساعت، بدون از دست دادن عملکرد قابل توجه تاب بیاورد، و پس از آن عملکرد به سرعت کاهش می‌یابد (اوانز و فوزی،۱۹۹۹). با تغییر اقلیم انتظار می‌رود در آینده، بارندگی‌های شدیدتری روی دهد و شرایط بهتری برای آب‌ماندگی خاک پیش بیاید (قانع، ۲۰۲۲ به نقل از سوجکا و همکاران، ۲۰۲۰). با پذیرش این پیش‌بینی، زهکش‌های کم عمق خطر آسیب به محصول از شرایط غرقابی پس از بارندگی‌های شدید راکاهش می‌دهند.

در شکل ۱-۴ دو زهکش با عمق‌های متفاوت نشان داده شده‌اند. زهکش‌های با عمق کم، تعداد روزهای کمتری از فصل کشت، از خود زهاب خارج می‌کنند و حجم زهاب خروجی سالانه آنها کمتر است. از این رو، محیط زیست را کمتر آلوده می‌کنند.



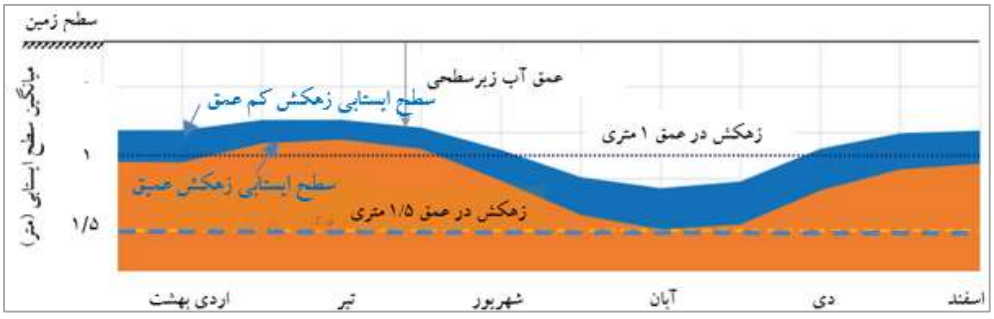
شکل ۱-٤- مقایسه زهکش‌های عمیق و کم عمق از نظر خروج زهاب در فصل با تغذیه کم

شکل ۱-۵ نیز یک مدل مفهومی‌عمق آب زیر سطحی در ماه‌های گوناگون در زهکش کم عمق و عمیق را نشان می‌دهد. زهکش‌های کم عمق، زهاب خروجی سالانه را کاهش می‌دهند. تعداد

روزهایی از طول سال که در آنها آب جریان دارد کمتراست. با رشد محصول در طول فصل زراعی، تقاضای آب گیاه یا تبخیر و تعرق آن نیز افزایش می‌یابد تا زمانی که در طول تابستان کم و بیش ثابت شود (شکل ۱-۵). با افزایش مصرف آب توسط گیاه و کاهش بارندگی در طول تابستان، میانگین سطح آب برای هر دو عمق زهکش کاهش می‌یابد. هنگامی که سطح آب از سطح زهکش‌ها پایین‌تر می‌رود، جریان آب در آنها متوقف می‌شود. بار دیگر این بدان معناست که زهکش‌های کم عمق، زهاب سالانه کم تری را به محیط زیست وارد می‌کنند.

۱- ۸ -٤- رطوبت نیمرخ خاک

در شکل ۱-۵ دو زهکش با عمق‌های متفاوت نشان داده شده‌اند. زهکش‌های با عمق کم، تعداد روزهای کمتری از فصل کشت، از خود زهاب خارج می‌کنند و حجم زهاب خروجی سالانه آنها کمتر است. از این رو، محیط زیست را کمتر آلوده می‌کنند.



شکل ۱-۵- مدل مفهومی‌عمق آب زیر سطحی در ماه‌های گوناگون در زهکش کم عمق و عمیق

زهکش‌های کم عمق رطوبت بیشتری را در ناحیه ریشه حفظ می‌کنند. در زهکش‌های کم عمق، سطح متوسط آب بالاتر از زهکش‌های عمیق قرار می‌گیرد (شکل ۱- ۵). این به دلیل آن است که زهکش‌های عمیق سطح آب را تا اعماق بیشتری نسبت به زهکش‌های کم عمق پایین می‌اندازند.

زهکش‌های کم عمق حجم کمتری از آب را در طول سال خارج می‌کنند و در روزهای کمتری از سال جریان دارند. از همین روست که زهاب کمتری تولید می‌کنند و آلوده کننده‌های کمتری را به نقاط پذیرنده زهاب منتقل می‌کنند. رطوبت خاک در ناحیه ریشه، در زهکش‌های کم عمق نسبت به زهکش‌های عمیق بیشتر است و گیاه این فرصت را پیدا می‌کند که از این رطوبت استفاده کند.

۱-۸-۵- تغییرات کمتر سال به سال عملکرد در زهکش‌های کم عمق

در یک پژوهش، آمار ۳۰ ساله بارش و عملکرد ذرت بررسی شد. آبیاری در این منطقه انجام نمی‌شد و عمق زهکش ها متفاوت بود. دامنه تغییرات عملکرد ذرت در زهکش‌های کم عمق ۱۶/۲ درصد و در زهکش‌های عمیق ۱۷/۴ درصد بود. این آزمون در شش مکان دیگر نیز روند مشابهی را نشان داد. عمق سطح ایستابی در زهکش‌های کم عمق، کمتر از زهکش‌های عمیق نوسان می‌کند. بنابراین زهکش‌های کم عمق می‌توانند در منطقه ریشه، رطوبت ثابت تری را از سالی به سال دیگر فراهم کنند.

به طور کلی، عملکرد ذرت در طول زمان با زهکش‌های کم عمق سازگارتر از زهکش‌های عمیق است. این که آیا می‌توان نتیجه مشابهی برای گیاهان دیگر ویا مناطق دیگر انتظار داشت، به پژوهش‌های بیشتری نیازمند است.

۱- ۸ -٦- ذخیره سازی رطوبت

چنانچه در اثر بارندگی یا آبیاری و یا هر علت دیگری، آب بیشتری به زمین وارد شود، زهکش‌های عمیق تر، از قابلیت بیشتری برای ذخیره سازی رطوبت برخوردارند. در این گونه زهکش‌ها، فضای بیشتری بین سطح آب و ناحیه ریشه وجود دارد. در این حالت، می‌توان از ضریب زهکشی کمتری نسبت به زهکش‌های با عمق کمتر استفاده کرد. فضای خالی بین سفره و انتهای ریشه می‌تواند به عنوان ذخیره‌گاهی برای جبران نارساییهای طراحی و یا اجرای نامناسب شبکه زهکشی عمل کند (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴).

حقیقت این است که بیش زهکشی[1] عامل اصلی بالا بودن حجم زهاب و خروج بیش ازاندازه نمک‌ها و آلاینده‌های دیگر از درون خاک است. زهکش‌های با عمق زیاد، آب زیادی را از ناحیه ریشه، بیهوده تخلیه می کنند؛ آبی که نه تنها از نظر تهویه به گیاه آسیب نمی‌رساند، بلکه حتی می‌تواند مورد استفاده گیاه نیز قرار گیرد. حجم بالای زهاب از مشکلات اصلی زهکشی زیرزمینی در خوزستان است. این امر ناشی از "بیش آبیاری" و در نتیجه"بیش زهکشی" است. زهکش‌های با عمق کمتر می‌توانند زارع را به سوی آبیاری بهتر و با راندمان بیشتر هدایت کنند (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴).

۱-۸ -۷- نقش مدیریت آب آبیاری

کم آبیاری در زهکش‌های با عمق بیشتر حساسیت به خشکی را بیشتر می‌کند، و بیش آبیاری در زهکش‌های با عمق کمتر، حساسیت به آب‌ماندگی را افزایش می‌دهد. از این رو، این نظریه وجود دارد که مدیریت آب آبیاری نمی‌تواند به عنوان عامل تعیین کننده عمق زهکش به حساب آید. در طراحی محتاطانه چنین فرض می‌شود که در عمل، ممکن است مدیریت آب آبیاری، آب کافی برای آبشویی در اختیار نگذارد و در چنین شرایطی بهتر است برای ایمنی بیشتر، زهکش‌ها را عمیق‌تر اجرا کرد (اسمیدما، ۲۰۰۷).

۱-۸ -۸- عمق پایه زهکشی و امکان تخلیه ثقلی

عمق پایه زهکشی در مناطق خشک در زمین‌های پَست و ساحلی و اراضی پایین دستی، که زهکشی طبیعی کمتری دارند، محدودیت مهمی بشمار می‌آید. در پاره‌ای از این مناطق، عمق پایه زهکشی به‌اندازه‌ای بالاست که سامانه زهکش زیرزمینی نمی‌تواند آزادانه و با نیروی ثقل تخلیه شود. چنین وضعیتی در جنوب خوزستان و از جمله در مزارع نیشکری وجود داشته و زهاب بسیاری از این مناطق

1 Over-drainage

نمی‌توانند بطور ثقلی تخلیه شوند. چنانچه زهکش‌ها عمق کمتری داشتند، شاید در برخی از این زمین‌ها، این امکان پیش می‌آمد که تخلیه به صورت ثقلی انجام شود.

۱-۸-۹- لایه‌های خاک

زهکش‌ها باید در لایه‌ای کار گذاشته شوند که آبگذری بیشتری دارند. بسیاری از لایه‌های پایین‌تر خاک‌های آبرفتی رودخانه‌ای، بافت سبک تری دارند. در این گونه زمین‌ها، زهکشِ با عمق بیشتر می‌تواند از دیدگاه زهکشی کارآیی بالاتری داشته باشد. در این حالت پاسداری از محیط زیست با چالش بزرگی روبرو می‌شود و ممکن است نتوان از زهکش عمیق تر که با خروج حجم بیشتری از زهاب که با آلاینده‌های بیشتری نیز همراه است، پرهیز کرد. در صورت حاکم بودن چنین وضعیتی، می‌توان از زهکشی کنترل شده نیز، به شرط فراهم بودن امکانات دیگر، استفاده کرد تا هم به موقع، ویژگی زهکش کم عمق و دفع کمتر آلاینده‌ها را داشته باشد و هم بموقع بتوان آب لایه‌های پایین‌تر را با سرعت بیشتری تخلیه کرد و خطر بازگشت شوری را نیز کاهش داد (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴).

۱-۸-۱۰- ورود ریشه

به طورمعمول، مشکلی از نظر ورود ریشه گیاهان یکساله به داخل زهکش پیش نمی‌آید. لیکن در مورد درختچه‌ها و درخت‌ها و نیز محصولات چند ساله‌ای مانند یونجه باید این موضوع جدی گرفته شود. در این شرایط، به طور معمول، باید از زهکش‌های عمیق استفاده کرد.

۱-۸-۱۱- هزینه‌ها

با در نظر گرفتن اینکه هر چه عمق نصب زهکشها بیشتر باشد، فاصله بین آنها نیز بیشتر خواهد بود، عمق مناسب طراحی زهکش زیرزمینی با ایجاد توازن بین هزینه بیشتر زهکش‌های عمیق تر در ازای طول کمتر آنها بدست می‌آید. در ایران با در نظر گرفتن فهرست بهای سازمان برنامه و بودجه، بطور معمول زه کش‌های با عمق نزدیک دو متر کمترین هزینه مالی را دارند (اکرم و لطفی، ۱۳۹۴).

چنانچه طرح‌ها در درجه نخست با توجیه مالی قضاوت شوند، به طور معمول محیط زیست بازنده این رقابت است.

۱- ۸-۱۲- بار نمک و انتقال آن

بیش زهکشی ناشی از احداث زهکش‌های با عمق زیاد، در عمل، نمک بیشتری را از محیط ریشه تخلیه می‌کند. این نمک‌های بیشتر، هر چند در پایان به منابع پذیرنده زهاب مانند رودخانه‌ها، تالاب‌ها، دریاچه‌ها، و غیره منتقل می‌شوند، ولی برای استفاده دوباره از این منابع آب در پایین دست، خود محدودیت ایجاد می‌کنند.

۱- ۸-۱۳- عمق زهکش و آلودگی نیتروژن

نیترات‌ها و نیتریت‌ها از آلوده کننده‌هایی هستند که بر تندرستی تاثیر می‌گذارند. افزایش غلظت آنها در آب موجب ایجاد بیماری سندرم نوزاد کبود[1] در کودکان می‌شود. این بیماری با کم آوردن نفس و کبود شدن پوست در کودکان بروز می‌کند و از بیماری‌های کشنده به حساب می‌آید. ثابت شده است که زهکش‌های با عمق زیاد می‌توانند زهابی را تولید کنند که نیتروژن بیشتری نسبت به زهکش‌های کم عمق داشته باشند و موجب آلودگی منابع پذیرنده زهاب گردند (اسکگز و چسچر، ۲۰۰۳). آرنولد، ۲۰۰۴ در دانشگاه ایالتی کارولینای شمالی پژوهشی را در این مورد زیر نظر اسکگز و چسچر انجام داد. محصولات کشت شده ذرت و سپس گندم و سویا بود. مزرعه مسطح بود و خاکها در شرایط طبیعی، زهکشی بسیار ضعیفی داشتند. این سایت به هشت قطعه ۱/۸ هکتاری تقسیم شد که هر کدام سه زهکش موازی به فاصله ۲۳ متر از هم داشتند. عمق زهکش‌های کم عمق به طور متوسط ۰/۸۵ متر و زهکشی‌های عمیق ۱/۲۰ متر بود.

1 Methemoglobinemia (Blue baby syndrome)

میانگین جریان از زهکش‌های کم عمق ۳۷ درصد در سال ۱ و ۲۶ درصد در سال ۲ نسبت به میانگین جریان از زهکش‌های عمیق کاهش نشان داد. از آنجا که تلفات نیتروژن نیتراتی با حجم زهاب خروجی ارتباط دارد، این انتظار وجود دارد که زهکش‌های کم عمق نیتروژن کمتری را خارج کنند و به محیط زیست بفرستند.

برای بررسی بیشتر اثر عمق زهکشی بر کاهش تلفات نیترات، مطالعه‌ای با کمک مدل نیز انجام شد. مدل زهکشی DRAINMOD 5.1 و مدل دینامیکی نیتروژن DRAINMOD-N II به کار گرفته شدند. بر پایه پیش‌بینی‌های DRAINMOD کاهش عمق زه‌کش از ۱/۲ به ۰/۸۵ متر منجر به کاهش ۱۷ درصدی در حجم زهاب زیرزمینی، افزایش ۳۰ درصدی رواناب سطحی و ۴ درصدی تبخیر و تعرق در یک دوره ۱۱ ساله شد. بر پایه نتایج کاربرد DRAINMOD-N II، به‌طور میانگین مقدار نیتروژن نیتراتی در زهکش کم عمق ۳۲ درصد کمتر از زه‌کش‌های عمیق بود.

از این رو زهکش‌های با عمق کمتر و زهکشی کنترل شده نقش مخرب کمتری نسبت به زهکش‌های عمیق دارند.

کاهش حجم زهاب روش اصلی کاهش بار نیترات است (راس و همکاران، ۲۰۱۶). زهکش‌های کم عمق حجم زهاب را کاهش می‌دهند (کرافت و همکاران، ۲۰۱۸). بنابراین، زهکش‌های کم عمق با کاهش حجم زهاب، بار نیترات را کاهش می‌دهند. به عبارت روشن، با افزایش عمق زهکش، نیتروژن نیتراتی بیشتری از خاک خارج می‌شود و به منابع پذیرنده زهاب در محیط زیست می‌پیوندد. آلودگی نیتروژن ناشی از زمین‌های کشاورزی، یکی از تهدیدات اصلی برای آب‌های زیرزمینی کم عمق است. اگرچه مطالعات زیادی برای ارزیابی تلفات نیتروژن از طریق آبشویی و رواناب انجام شده است، لیکن تلفات نیتروژن خاک به دلیل نوسانات سطح آب کم عمق نادیده گرفته شده است. چن و همکاران (۲۰۲۲) ویژگی‌های تلفات نیتروژن ناشی از نوسانات سطح آب کم عمق در زمین‌های زراعی را مورد بررسی قرار دادند. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، بخش بزرگی از اتلاف نیتروژن کل (TN) در طول ۱۲ روز اولیه زمانی که زمین غرقاب بود، رخ داد. سپس نیتروژن به

حالت بی‌حرکت در آمد و در نهایت، پس از ۵۰ روز ورودی و خروجی نیتروژن متعادل شد. نتایج نشان داد که تناوب خشک شدن و غرقاب شدن می‌تواند تا حد زیادی تلفات نیتروژن کل را افزایش دهد. این مقدار در آزمایش‌های انجام شده ۲/۷۲ برابر وقتی بود که تناوبی در غرقاب کردن و خشک کردن وجود نداشت. مقدار تلفات نیتروژن خاک به آب‌های زیرزمینی، ارتباط نزدیکی با ویژگی‌های بیوشیمیایی خاک (درصد رطوبت، تثبیت نیتروژن به وسیله میکرب‌ها، کانی‌شدن، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون) داشت.

نتایج شبیه سازی نانجیا و همکاران (۲۰۱۰) نشان داد که کاهش تلفات نیتروژن نیتراتی با کاهش عمق یا با افزایش فاصله زهکش زیرزمینی امکان پذیر است. به عنوان نمونه، برای فاصله زهکشی ۴۰ متر، کاهش عمق زهکشی از ۱/۵ به ۰/۹ متر باعث کاهش تلفات ۳۱ درصدی نیتروژن نیتراتی شد؛ هر چند که با کاهش عملکرد ۶۰ درصدی محصول همراه بود. در عمق زهکشی ۱/۵ متر، افزایش فاصله زهکش‌ها از ۲۷ به ۴۰ متر تلفات نیتروژن نیتراتی را در حالی که عملکرد محصول ۷ درصد کاهش یافت، ۵۰ درصد کاهش داد. بنابراین، ترکیبی از کاهش عمق و افزایش فاصله می‌تواند مقدار تلفات نیتروژن نیتراتی را کاهش دهد.

دیویس و همکاران (۲۰۰۰) در مطالعه‌ای با استفاده از مدل پی بردند که کاستن از مقدار کود کاربردی نیتراتی، بیش از افزایش فاصله زهکش‌ها یا کاستن از عمق نصب آنها بر کاهش تلفات نیتروژن نیتراتی تاثیر دارد. به عبارت دیگر، بیش از آن که به فکر راه حل‌های مهندسی بود، باید به فکر کاهش مصرف کود و راه‌های به زراعی بود.

۱- ۸-۱٤- عمق زهکش و آلودگی فسفر

مطالعات کمی‌در باره تلفات فسفر از زهکش‌های کم عمق در مقایسه با زهکش‌های عمیق انجام شده است. برخی از آنها کاهش بار فسفر را از زهکش‌های کم عمق گزارش کرده‌اند (فاوسی و همکاران، ۱۹۹۵؛ گراملیچ و همکاران، ۲۰۱۸؛ کینگ و همکاران، ۲۰۱۵؛ شواب و همکاران،

۱۹۸۰). گمان کلی این است که زهکش‌های کم عمق با کاهش تخلیه زهکشی، تلفات کل فسفر را نیز کاهش می‌دهند (کینگ و همکاران، ۲۰۱۵). با این حال، هنوز پژوهش‌های بیشتری برای تأیید تأثیر زهکشی‌های کم عمق بر تلفات فسفر مورد نیاز است.

به نظر می‌رسد کاربرد روش‌هایی مانند زهکش‌های کم عمق همراه با روش‌های بهبود سلامت خاک (کاهش خاکورزی، کشت گیاهان پوششی، تناوب‌های گسترده و استفاده از کود دامی‌یا کمپوست) و نیز بهره گیری از روش‌های بهبود زهاب در کناره‌های مزرعه[1] (نوار فیلتر[2]، بافر ساحلی[3] و زهکشی کنترل‌شده) می‌توانند تلفات فسفر را کاهش دهند. پژوهش‌ها بیشتری برای تعیین مقدارکاهش بار فسفر هنگامی‌که زهکش‌های کم عمق با سایر روش‌های حفاظتی ادغام شوند، مورد نیاز است.

فسفر اضافی می‌تواند باعث شکوفایی جلبکی و اوتروفیکاسیون شود. بیشتر این فسفر اضافی به صورت فسفر واکنشی محلول[4] (DRP) است. اگرچه عوامل احتمالی زیادی برای به وجود آمدن این حالت وجود دارند، جاروی و همکاران در سال ۲۰۱۷ دو عامل افزایش راندمان انتقال آب ووجود بیشتر فسفر در خاک را عوامل کلیدی می‌دانند. بیکر و همکاران (۲۰۱۷) دریافتند که میانگین غلظت فسفر در یک اینچ بالای خاک ۵۵ درصد بیشتر از فسفر نمونه‌هایی است که به طور معمول برای توصیه‌های کود مورد آزمایش قرار می‌گیرند. این امر نشان می‌دهد که فسفر محلول از توان حرکت کافی برخوردار نیست و در لایه‌های سطحی انباشته می‌شود. این شیوه انباشته شدن فسفر را لایه بندی[5] فسفر می‌گویند. گاهی لازم است که این لایه بندی با عملیات زراعی، به هم بخورد تا فسفر در ناحیه ریشه پراکنده شود. از همین روست که در مورد فسفر، نقش زهکشی زیرزمینی در آلوده کردن محیط زیست کمتر از زهکشی سطحی است. کاستن از رواناب سطحی می‌تواند به حل این مشکل کمک کند.

1 Edge of the field
2 Filter strips
3 Riparian buffer
4 Dissolved Reactive Phosphorus (DRP)
5 Stratification

مشکلات اوتروفیکاسیون به سلامت انسان (سموم جلبکی)، فراوانی و تنوع گونه‌ها، ارزش رفاهی و هزینه‌های تصفیه آب برای آشامیدن مربوط می‌شود.

در رودخانه‌های با جریان سریع‌تر، افزایش رشد جلبک‌های سبز رشته‌ای و دیاتومه‌ها و کاهش فراوانی گیاهان غوطه‌ور با ریشه‌های کوتاه از نگرانی‌های اولیه هستند (هیلتون و همکاران، ۲۰۰۶). در رودخانه‌های با حرکت کندتر و آب‌های راکد و ایستاده، رشد فیتوپلانکتون‌ها منجر به کاهش نفوذ نور، افزایش تفاله‌های جلبکی در سطح و اکسیژن‌زدایی می‌شود که باعث مرگ ماهی‌ها می‌گردد (اسمیت، ۲۰۰۶).

عوامل مکانی مانند رژیم جریان، عمق آب، شفافیت آب، دما، سایه، فشار چرا و منابع کربن (C)، نیتروژن (N) و سیلیس (Si) بر اوتریفیکاسیون تأثیر دارند.

افزایش عرضه فسفر ممکن است در ابتدا زیست توده و تنوع زیست‌بوم را افزایش دهد، لیکن عرضه بیش از حد فسفر، در درازمدت، رشد جلبک‌ها را در پی دارد که به اتروفیکاسیون نامطلوب می‌انجامد و زیست‌بوم را تحت فشار قرار می‌دهد.

شکل ۱- ٦- مغذی شدن آب و شکوفایی جلبکی در اثر بالا بودن غلظت فسفر

دومین عاملی که به افزایش بار فسفر کمک می‌کند، تراکم شبکه زهکشی است که با انتقال سریع‌تر آب همراه است که به خروج زهاب و پیوستن به آب سطحی سرعت می‌بخشند. برای کاستن از

سرعت انتقال آب، از شیوه‌های زهکشی حفاظتی، مانند زهکشی کنترل شده و بافرهای اشباع[1] می‌توان استفاده کرد. این شیوه‌ها امکان مدیریت آب را فراهم می‌کنند که می‌تواند به کمینه شدن تلفات فسفر کمک کند. تالاب‌های انسان ساخت نیز برای کاستن از بار فسفر در زهاب می‌توانند موثر باشند.

هر چندکاربرد یک روش حفاظتی نمی‌تواند پاسخی به همه مسائل کیفیت آب‌های سطحی باشد، لیکن اتخاذ مجموعه‌ای از بهترین شیوه‌های مدیریتی (در مزرعه و در کنار آن) می‌تواند به بهبود کیفیت آب‌های سطحی و عملکرد محصول کمک کند.

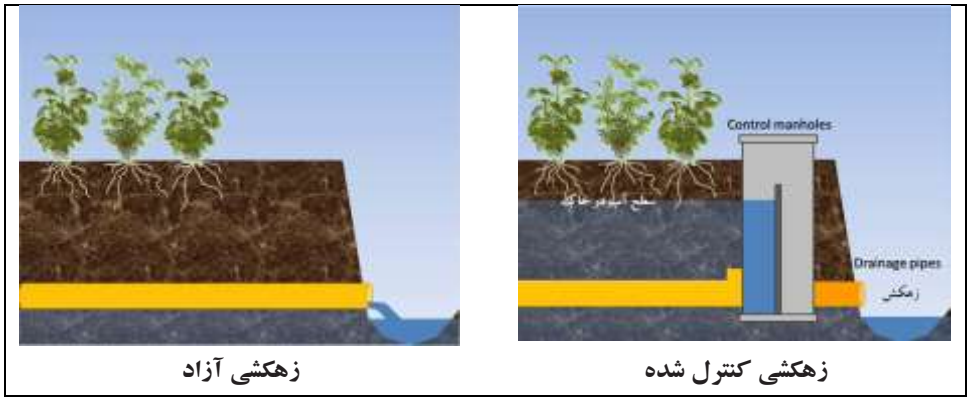
همان گونه که گفته شد، سهم رواناب سطحی در انتقال فسفر بیش از زهکشی زیرزمینی است. فسفر در خاک به تندی بی تحرک می‌شود و مقدار زیادی از آن به زهاب زیرزمینی نمی‌پیوندد. هر چند بسیاری از متخصصان عقیده دارند که زهکش زیرزمینی کم عمق، زیان کمتری به محیط زیست می‌رساند، لیکن هنوز نیاز به پژوهش‌های بیشتر در این زمینه احساس می‌شود.

۱- ۸-۱۵- سطح ایستابی متغیر با زهکشی کنترل شده

زه کش‌های عمیق تر زهاب بیشتری را خارج می‌کنند. بیش زهکشی ناشی از زهکش‌های با عمق بیشتر را می‌توان با نصب وسیله کنترل سطح آب در سازه انتهایی تعدیل کرد. این سازه، که به آن سازه زهکش کنترل شده گفته می‌شود، از پایین افتادن نا مطلوب سطح آب پیشگیری می‌کند و موجب می‌شود که زهاب کمتری از خاک خارج شود. این نوع زهکشی می‌رود که بطور گسترده‌ای در برخی مناطق مرطوب، مانند شرق و غرب میانه امریکای شمالی، برای کاهش آلودگی نیتروژن در منابع آبی پذیرنده زهاب بکار گرفته شود. زهکشی کنترل شده، همچنین در برخی کشورهای دارای اقلیم خشک، مانند مصر و استرالیا و در مقیاسی کوچکتر در کشورهای جنوب آسیا، با تنظیم سطح آب در آبگیر تلمبه‌ها، مورد آزمون قرار گرفته است. برای اطلاع بیشتر می‌توان به اکرم و تاجیک (۱۳۹۵) رجوع کرد. با ارزیابی زهکشی کنترل شده در مناطق خشک، تا به امروز، می‌توان

1 Saturated buffers

گفت که این نوع زهکشی می‌تواند در مناطق با خطر شوری کم، یعنی مناطق دارای آب آبیاری مناسب و آب زیرزمینی کم و بیش مناسب، کاربرد داشته باشد. لیکن باید نسبت به استفاده از زهکشی کنترل شده در مناطق به شدت شور اخطار داد. در کشورهای در حال توسعه نیز مدیران به خاطر هزینه اضافی و بهره برداری آسان تر، نظر مساعدی با آن ندارند.



زهکشی کنترل شده زهکشی آزاد

شکل ۱- ۷- زهکش کنترل شده در مقایسه با زهکش آزاد

۱- ۹- جمع بندی دیدگاه‌ها در باره عمق زهکشی

بطور کلی می‌توان گفت که زهکش‌های با عمق بیشتر از این نقطه نظرها بهترند:

- امکانات بهتر برای تهویه و کنترل شوری؛
- ذخیره آب بیشتر و از سر گذراندن خطر خشکی در صورتی که به زهکش کنترل شده تبدیل شوند؛
- خطر کمتر برای ورود ریشه به زهکش؛ و
- کمتر شدن هزینه‌ها.

در عوض زهکش‌های با عمق کمتر از این نقطه نظرها برتری دارند:

- حفظ رطوبت بیشتر در ناحیه ریشه؛
- سازگاری بیشتر با شرایط تخلیه گاه (ریزش ثقلی بجای استفاده از تلمبه)؛

- خارج کردن آب کمتری از نیمرخ خاک وکاسته شدن از حجم زهاب؛
- پایین‌انداختن سریع تر سطح ایستابی؛
- کاهش بار خروجی نمک از خاک و انتقال آن به پایین دست؛
- کاهش آلودگی نیتروژن؛ و
- گاهی افزایش عملکرد محصول.

در تعیین عمق منا سب زهکش‌ها باید به مطبق بودن نیمرخ خاک و وجود لایه‌های با نفوذ پذیری و پایداری گوناگون نیز توجه ویژه‌ای داشت.

به طور کلی شاید بتوان گفت که زهکش‌های با عمق کمتر از دیدگاه محیط زیست نسبت به زه‌کش‌های عمیق تر برتری دارند. تصمیم گیری نهایی در باره عمق زهکش‌ها بستگی به وزنی است که طراح به هر یک از عوامل بالا می‌دهد. بدیهی است که در مناطق خشک و نیمه خشک، موضوع خطر شوری خاک عاملی تعیین کننده به حساب می‌آید.

اسمیدما(۲۰۰۷) نظر خود از عمق مناسب زهکش‌ها را به شرح زیر جمع بندی کرده است:

- کمترین عمق: ۱/۲ متر؛
- عمق‌های کم: ۱/۲ تا ۱/۵ متر؛
- عمقی که هم مزایای عمق کم و هم عمق زیاد را دارد(که وی آن را عمق طلایی نامید): ۱/۵ متر؛
- عمق زیاد: ۱/۶ تا ۲/۰ متر؛ و
- بیشترین عمق: ۲/۰ متر.

۱-۱۰- زهکشی کم عمق همراه با پیش آبیاری به منظور آبشویی

عملیات آبشویی از آن رو انجام می‌شود که شوری عصاره اشباع در محیط ریشه به‌اندازه‌ای کاهش یابد تا بتوان گیاه مورد نظر را در آن کاشت. سامانه زهکشی برای عملیات آبشویی اولیه طراحی

نمی‌شود، زیرا در این صورت باید از شبکه متراکم تر استفاده کرد که هزینه‌ها را به شدت افزایش می‌دهد. از این رو، در عمل عمق زهکش عاملی برای این کار نیست.

۱- ۱۱- تغییر اقلیم و عمق زهکش‌ها

دانشمندان پیش‌بینی می‌کنند که در آینده، فصول مرطوب، مرطوب تر و فصول خشک، خشک تر خواهند شد (کوناپالا و همکاران،۲۰۲۰). پژوهش‌ها نشان می‌دهد که دوره‌های خشک طولانی تر در آینده می‌تواند منجر به کاهش عملکرد محصول شود (ادیکاری و همکاران، ۲۰۲۰). بنابراین، خروج آب کمتر در تابستان با زهکش‌های کم عمق، ممکن است برای کاهش تنش خشکی در فصول تابستان آینده مفید باشد. شاید بتوان گفت که به طور کلی، متعادل کردن طراحی زهکشی برای مدیریت بهارِ مرطوب و تابستانِ خشک تر مورد نیاز است.

فصل دوم
آبشویی نمک

۲-۱- پیش‌گفتار

آب آبیاری همواره مقادیری نمک در خود دارد. حتی اگر ناخالص آبیاری سالانه گیاهی ده هزار متر مکعب در هکتار باشد و با آبی که غلظت نمک در آن تنها ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر باشدآبیاری شود، ۲/۵ تن در هکتار نمک وارد خاک می‌شود. بنابراین زمین‌های فاریاب کشاورزی همواره رویاروی نمک وارد شده توسط آبیاری هستند. اگر این نمک به نحوی از نیمرخ خاک خارج نشود، خاک رفته رفته شور و شورتر می‌شود. از این رو، چنانچه در نظر باشد که شوری خاک تغییری نکند، باید مقدار نمکی که به خاک وارد می‌شود برابر مقدار نمکی باشد که توسط زهکش از نیمرخ خاک خارج می‌شود. زهکشی می‌تواند به صورت طبیعی باشد، یعنی آب از نیمرخ خاک گذر کرده و خود را به سطح ایستابی برساند که در این صورت باید انتظار داشت که به شوری آب زیرزمینی افزوده شود؛ پدیده‌ای که در بیشتر مناطق کشور در اثر آبیاری روی‌داده و به شوری آب زیرزمینی افزوده است. یا این که زهکشی به صورت مصنوعی باشد تا از بالا آمدن سطح آب تا اندازه‌ای که موجب آسیب به گیاه شود، جلوگیری کند. به این کار آبشویی دائم و به مقداری که برای این تعادل لازم است، نیاز آبشویی[1] گفته می‌شود. به طور معمول، به علت پایین بودن راندمان آبیاری، نفوذ عمقی بیش از نیاز آبشویی است. از این رو، در استفاده از رابطه‌ای که برای کوتاه مدت ارائه شده، مشکلی از نظر شورتر شدن خاک در درازمدت پیش نمی‌آید، مگر این که در روش‌هایی مانند آبیاری موضعی نفوذ عمقی، کمتر از نیاز آبشویی باشد. در هر حال، حفظ تعادل نمک در خاک در درازمدت الزامی‌است.

زمین‌های نکاشت مناطق خشک ونیمه خشک که در نظر است به زیر کشت بروند، در بیشتر موارد، شور هستند. شوری آن‌ها به اندازه‌ای است که در آن‌ها تولید اقتصادی محصول امکان پذیر نیست.

1 Leaching requirement

این گونه زمین‌ها باید ابتدا تا اندازه‌ای اصلاح شوند تا بتوانند برای کشت آماده گردند. برای این کار از عملیاتی استفاده می‌شود که به آن آبشویی اولیه[1] گفته می‌شود.

زهکشی و آبشویی درمان همه دردها نیستند. گاهی نیز شوری‌زدایی ممکن است خاک شور را به خاک سدیمی‌و یا شور سدیمی‌تبدیل کند. هرگاه غلظت نمک‌های محلول فاز مایع خاک بالا وpH آن‌ها از ۸/۵ کمتر باشد، خاک‌دانه‌ها پایداری کافی دارند. ممکن است در هنگام آبشویی، خروج نمک‌های محلول از نیمرخ خاک موجبات چیرگی یون سدیم را فراهم آورد. در نتیجه، احتمال گرایش خاک به سدیمی‌شدن زیادتر می‌شود و با فراتر رفتن واکنش از ۸/۵، گسیختگی خاک‌دانه‌ها رخ می‌دهد.

اصلاح خاک‌های شور و آبشوئی اولیه خاک ها در ایران پیشینه‌ای نزدیک پنجاه سال دارد. هر چند این کار موجب اصلاح خاک زراعی می‌شود، ولی از دیدگاه محیط زیست، اقدامی‌خطرناک به شمار می‌رود که منابع پذیرنده زهاب را به شدت آلوده می کند. به نظر می‌رسد که روش کار آبشویی باید تغییر کند. در این فصل سخن بیشتری در این مورد گفته خواهد شد.

۲- ۲- آبشویی دائمی‌خاک

نیاز آبشویی از بیلان نمک در خاک به دست می‌آید. برای این که خاکی با آبیاری شورتر نشود، باید نمک وارد شده برابر یا کمتر از نمک خارج شده از منطقه ریشه باشد. به عبارت دیگر باید دست کم:

$$D_{iw}\ EC_{iw} = D_{dw}\ EC_{dw}$$

$$D_{iw}\ C_{iw} = D_{dw}\ C_{dw}$$

در این روابط:

D_{iw} عمق آب آبیاری؛

EC_{iw} هدایت الکتریکی آب آبیاری؛

1 Initial leaching, Capital leaching or Thorough leaching

EC_{dw} هدایت الکتریکی زهاب؛

D_{dw} عمق زهاب خارج شده؛

C_{iw} غلظت نمک در آب آبیاری؛ و

C_{dw} غلظت نمک در زهاب خروجی.

در این روابط، تغذیه با بارندگی و آب زیرزمینی و غیره نادیده گرفته شده است.

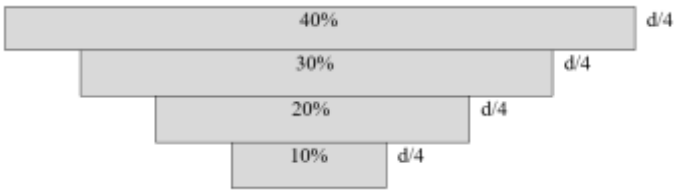
نیاز آبشویی از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$LR= (EC_{iw}/EC_{dw}) = (D_{dw}/D_{iw})$$

هر رابطه دیگری به غیر از این نمی‌تواند شورتر نشدن خاک را در درازمدت تضمین کند. به عبارت دیگر روابط دیگری که گفته شده، تنها می‌تواند برای یک دوره نه چندان درازمدت کارآیی داشته باشد (اکرم، ۱۴۰۱). از جمله رابطه متداول:

$$LR= EC_{iw}/(5EC_e - EC_{iw})$$

این رابطه را تنها می‌توان برای کوتاه مدت به کار برد زیرا که در آن تعادل نمک در خاک، یعنی برابری ورودی و خروجی نمک صدق نمی‌کند. این رابطه، نیاز آبشویی را نزدیک یک چهارم رابطه تعادل نمک برآورد می‌کند. شاید به همین سبب است که برخی از کارشناسان تمایل دارند (یا نادانسته) از این رابطه استفاده کنند. از این رو لازم است به شیوه به دست آوردن این رابطه توجه شود. این رابطه بر پایه مدل توسعه ریشه در خاک(۴۰-۳۰-۲۰-۱۰) به دست آمده است؛ به این معنی که چنانچه عمق ریشه d فرض شود، در چارک نخست عمق ریشه ۴۰ درصد، در چارک دوم ۳۰ درصد، در چارک سوم ۲۰ درصد و در چارک آخر ۱۰ درصد آب جذب می‌شود. شکل ۲-۱ این مدل را نشان می‌دهد:



شکل ۲-۱- مدل استفاده گیاه از آب

در هر لایه، یک شوری بالای لایه(EC_{t1} , EC_{t2}, EC_{t3}, EC_{t4}) و یک شوری پایین لایه (EC_{b1} , EC_{b2}, EC_{b3}, EC_{b4}) را داریم. همچنین داریم:

$$EC_{t1} = EC_{iw}$$

$$EC_{b4} = EC_{dw}$$

به عبارت دیگر هدایت الکتریکی بالای لایه نخست و پایین لایه چهارم به ترتیب برابرهدایت الکتریکی آب آبیاری و زهاب است. شوری هر لایه را می‌توان میانگین شوری بالا و پایین لایه با در نظر گرفتن ضریبی که بطور معمول ۰/۸ فرض می‌شود، دانست.

$$Ave\ EC_{se} = K\ ((EC_t + EC_b)/2)$$

از سوی دیگر داریم:

$$EC_t = (\Theta_{fc} / \Theta_{sw}).\ EC_{iw}$$
$$EC_b = (\Theta_{fc} / \Theta_{sw}).\ EC_{dw}$$

در خاک‌های سنگین و متوسط $\Theta_{fc} / \Theta_{sw}$ برابر یک دوم و در خاک‌های درشت (که کمتر مورد بحث زهکشی است) برابر یک سوم است. بنابراین برای خاک‌های ریزبافت و متوسط می‌توان گفت:

$$\Theta_{fc} / \Theta_{sw} = 1/2\ ;\quad EC_t = 1/2.\ EC_{iw}\ ;\quad EC_b = 1/2.\ EC_{dw}$$

$$Ave\ EC_{se} = K\ ((EC_t + EC_b)/2)$$

$$Ave\ EC_{se} = 0.8\ (1/4.\ (EC_{iw} + EC_{dw})) = 0.2\ (EC_{iw} + EC_{dw})$$

$$EC_{dw} = 5.\ EC_{iw} - ave\ EC_{se} = 5.\ EC_{se} - EC_{iw}$$

که در آن:

Θ نمایه درصد رطوبت وزنی؛

se نمایه عصاره خاک؛

sw نمایه آبِ خاک؛

t نمایه بالا؛ و

b نمایه پایین است.

به این ترتیب:

$$LR = EC_{iw} / (5\ EC_{se} - EC_{iw})$$

یادآوری می‌شود که این رابطه بر پایه تعادل نمک در خاک نوشته نشده است و نباید این انتظار را داشت که با رعایت آن، در درازمدت خاک ها شور نشوند. بطور معمول، با توجه به راندمان کاربرد آب، نفوذ عمقی در آبیاری سطحی بیشتر از نیاز آبشویی است. از این رو، بطور معمول لازم نیست که برای رفع نیاز آبشویی، ضریب زهکشی بیشتری در نظر گرفته شود. در هر حال باید مفاهیم نیاز آبشویی مورد توجه طراحان قرار گیرد. استفاده از این رابطه کوتاه مدت، در زمین‌هایی که با روش‌های تحت فشار، بویژه روش قطره‌ای آبیاری می‌شوند، ممکن است به شورتر شدن خاک بینجامد (اکرم، ۱۴۰۱).

۲- ۳- آبشویی اولیه و اصلاح خاک‌های شور

اصلاح خاک‌های شور، کار پیچیده‌ای نیست. در شرایطی که زهکشی داخلی خاک مناسب باشد، می‌توان با به کارگیری مقداری آب آبشویی با کیفیت مناسب، نمک‌های اضافی را از نیمرخ خاک خارج کرد. زهکشی داخلی خاک هنگامی‌نامناسب است که خاک بسیار سنگین و دارای هدایت هیدرولیک ناچیزی باشد. اکرم (۱۴۰۱) در شرایط وجود زهکشی داخلی مناسب، چند پرسش مهم زیر را مطرح می‌کند:

- چه خاک‌هایی را باید آبشویی کرد؟

- چه عمقی از خاک باید اصلاح شود؟
- چه مقدار آب مورد نیاز است تا خاک به اندازه کافی شوری زدایی شود؟
- کیفیت آب موجود برای آبشویی باید چگونه باشد؟
- زمان مورد نیاز برای آبشویی چقدر است؟
- خروج آب آبشویی از خاک به کجا می‌رود؟ محیط زیست را آلوده‌تر می‌کند؟ در صورت وجود زهکشی طبیعی، بر کیفیت آب زیرزمینی چه اثری دارد؟
- آیا شوری زدایی خاک، موجب افزایش سدیمی‌شدن خاک نمی‌شود؟
- آیا لازم است ماده اصلاح کننده‌ای نیز به کار برده شود؟
- روش آبشویی چه باشد تا بتوان با مصرف آب کمتر به هدف رسید؟
- آیا می‌توان از زهاب به منظور آبشویی استفاده کرد؟ و
- آیا آبشویی تدریجی خاک در حضور کشت گیاه امکان پذیر است؟

۲- ۳- ۱- خاک‌هایی که باید آبشویی شوند

آبشویی باید تنها در جایی انجام شود که با توجه به محصول مورد نظر برای کشت، بدون کاستن از غلظت نمک نتوان به هدف‌های طرح دست یافت. آبشویی هر خاکی با آب مناسب، باعث کمتر شدن شوری آن می‌شود. لیکن آبشویی غیر لازم به هدر رفتن منابع مالی، زمان و آب و تخریب محیط زیست می‌انجامد. در برخی موارد، شاید بتوان با تغییر گیاه مورد نظر، در چند سال نخست به طور طبیعی به نمک زدایی نیمرخ خاک پرداخت و زمین را برای کشت اصلی مناسب و آماده کرد. انجام آبشویی، بدون داشتن زهکشی طبیعی یا مصنوعی در خاک امری بیهوده است و بی‌تردید به تخریب خاک و محیط زیست می‌انجامد. حسن اقلی و شریفی پور (۱۳۹۸) توصیه می‌کنند که عملیات آبشویی در مزارعی انجام شود که متوسط شوری عصاره اشباع خاک در لایه سطحی یعنی تا سی سانتی متری بین ۱۶ تا ۳۲ دسی‌زیمنس بر متر باشد. هرگاه میانگین شوری عصاره اشباع خاک در این لایه کمتر از ۱۶ دسی‌زیمنس بر متر باشد، لازم نیست که عملیات آبشویی انجام شود. پیش‌بینی می‌شود با توجه به انجام پیش آبیاری و نفوذ عمقی ناشی از آبیاری در حضور سامانه

زهکشی زیرزمینی، اصلاح نسبی خاک صورت پذیرد. در هنگامی‌که این مقدار بیش از ۳۲ دسی‌زیمنس بر متر باشد، آبشویی آن‌ها پس از بررسی کارآیی روش‌های گوناگون در مزارع الگویی منطقه، انجام خواهد گرفت. تجربیات گذشته در ایران نشان داده است که خاک‌هایی مانند خاک‌های جنوب خوزستان، که امروز زیر کشت نیشکر هستند و لایه سطحی با شوری بسیار بالاتر داشته‌اند نیز به سرعت شوری‌زدایی می‌شوند. بدیهی است که این سرعت برای لایه‌های عمیق‌تر خاک وجود ندارد. علت شوری زدایی سریع لایه سطحی این است که نمک محلول بیشتر خاک‌های کشور کلرید سدیم است که توان انحلال بالایی دارد. افزون بر این، با افزایش عمق خاک، شوری آبی که از درون خلل و فرج آن می‌گذرد، افزایش می‌یابد و توان شوری زدایی خود را از دست می‌دهد (اکرم،۱۴۰۱).

۲- ۳- ۲- عمق خاکی که باید اصلاح شود

به طور معمول، باید آبشویی به اندازه‌ای انجام شود تا شوری خاک در عمق ریشه به مقدار دلخواه برسد. مقدار دلخواه می‌تواند آستانه شوری قابل تحمل گیاه بدون کاهش محصول و یا با ده درصد افت عملکرد باشد. این مقدار با توجه به ملاحظات اقتصادی تعیین می‌شود. نباید فراموش کرد که در مناطق خشک و نیمه خشک، ممکن است در فصل نکاشت در اثر تبخیر از سطح خاک، نمک‌ها به درون منطقه ریشه بازگشت کنند. برای دیدن اثرات این وضعیت بر شوری منطقه ریشه می‌توان بیلان ماهانه‌ای از نمک تهیه کرد و با توجه به سطح ایستابی، مقدار تبخیر و مقدار نمک بالا آمده تا منطقه ریشه را تخمین زد.

۲- ۳- ۳- مقدار آب مورد نیاز برای آبشویی

یکی از کلیدی‌ترین پرسش‌ها این است که چه مقدار آب مورد نیاز است تا خاک به اندازه کافی شوری زدایی شود؟ این موضوع به شوری اولیه خاک، کیفیت آب، شوری مورد نظر خاک پس از اصلاح و عمقی از خاک وابسته است که اصلاح آن مورد نظر است.

دیلمن(۱۹۶۳) رابطه تحلیلی زیر را ارائه کرد:

$$\frac{D_{lw}}{D_s} = \frac{\theta_V}{f} \ln \frac{EC_i - EC_{eq}}{EC_f - EC_{eq}}$$

در این رابطه:

D_{lw} عمق آب آبشویی؛

D_s عمق خاکی که در نظر است اصلاح شود؛

θ_V درصد رطوبت حجمی خاک؛

f کارایی آبشویی؛

EC_{eq} هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک پس از رسیدن به تعادل؛

$(EC_e)_i$ هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، پیش از آبشویی؛ و

$(EC_e)_f$ هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، پس از آبشویی (دلخواه).

هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک پس از رسیدن به تعادل، بیشینه توان آبشویی خاک را نشان می‌دهد؛ مقداری که با آب کاربردی، امکان اصلاح خاک یا شوری‌زدایی بیش از آن وجود ندارد. برای تشخیص آن، خاک ۵ تا ۱۰ سانتی‌متر رویی را که بیش از همه اعماق با آب کاربردی روبرو بوده و پس از آبشوئی باید کمترین مقدار هدایت الکتریکی را داشته باشد، با مقدار زیادی آب اضافی شستشو می‌دهند و فرض می‌کنند که خاک و آب کاربردی به تعادل رسیده و امکان اصلاح بیشتر خاک وجود ندارد.

ریو(۱۹۶۷) بر پایه تعداد زیادی آزمایش آبشویی انجام شده در ایالات متحده، رابطه زیر را برای تخمین مقدار آب مورد نیاز برای آبشویی ارائه کرد.

$$D_{lw}/D_s=[(EC_e)_i/5(EC_e)_f] + 0.15$$

در این رابطه:

D_{lw} عمق آب آبشویی؛

D_s عمق خاکی که در نظر است اصلاح شود؛

$(EC_e)_i$ هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، پیش از آبشویی؛ و

$(EC_e)_f$ هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، پس از آبشویی (دلخواه).

روابط دیگری نیز برای این کار وجود دارند. مدل لافلر و شارما(۱۹۹۷) و مدل هافمن(۱۹۸۰) نمونه‌های دیگر آن هستند. پذیرا و کاواچی(۱۹۸۱) بر پایه آزمون‌های زیادی که در بخش مرکزی خوزستان انجام شده بود، رابطه زیر را معرفی کردند:

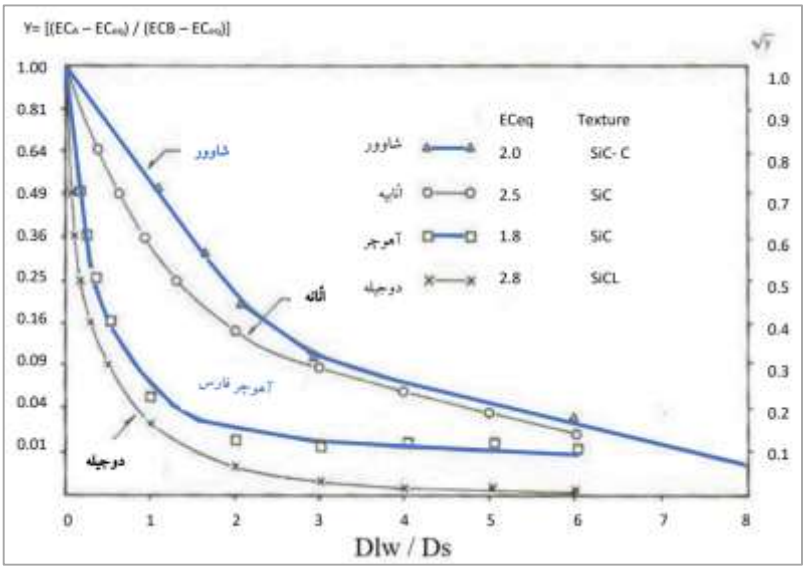
$$(EC_f - EC_{eq}) / (EC_i - EC_{eq}) = 0.076\ (D_s / D_{lw}) + 0.023$$

پارامترهای این رابطه نیز همانند آنچه هست که پیش از این گفته شد.

همه این رابطه‌ها تخمینی هستند. برای برآورد بهتر باید در محل به آزمایش آبشویی دست زد. فائو(۱۹۸۸) به عنوان یک قانون سرانگشتی عقیده دارد که با عمق آبی برابر با عمق خاکی که اصلاح آن مورد نظر است، می‌توان ۸۰ درصد از شوری آن کاست. موسسه بین‌المللی اصلاح اراضی[1] هلند از فائو محافظه کارتر است و عقیده دارد که با عمق آبی برابر با عمق خاکی که اصلاح آن مورد نظر است، می‌توان ۵۰ درصد نمک‌ها و با دو برابر آن می‌توان ۸۰ درصد آن را از میان برداشت. با وجود آزمایش‌های آبشویی زیادی که در ایران و بویژه در خوزستان انجام شده، متاسفانه چنین قاعده‌ای سرانگشتی برای کشور در دست نیست (اکرم، ۱۴۰۱).

چنانچه رابطه ریو (۱۹۶۷) برای آبشویی عمقی از خاک برابر با عمق آب کاربردی در نظرگرفته شود، ($D_{lw}/D_s = 1$) نسبت شوری نهایی به شوری اولیه $[(EC_e)_f / (EC_e)_i]$ برابر ۲۳ درصد به دست می‌آید. به عبارت دیگر، با عمقی از آب برابر عمق خاک مورد نظر، ۷۷ درصد شوری خاک از میان برداشته می‌شود. این در حالتی است که راندمان آبشویی برابر ۱۰۰ درصد در نظر گرفته شود. منحنی‌های آبشویی شکل کلی ۲-۲ را دارند. سرعت آبشویی در ابتدا بسیار زیاد است و به تدریج کاهش می‌یابد و ثابت می‌شود. از دیدگاه نظری، همه این منحنی‌ها باید از نقطه با مختصات ۰ افقی و ۱ قائم بگذرند (۱ و ۰). در شکل ۲-۲ روند شوری زدایی از دو نمونه خاک ایران (شاوور در خوزستان و آهوچر در فارس) نیز نشان داده شده است.

1 International Institute for Land Reclamation and Improvement, ILRI



پذیرا و کاواچی (۱۹۸۱)

شکل ۲-۲- نمونه‌هایی از منحنی شوری زدایی خاک در روش آبشویی پیوسته

۲- ۳- ٤- کیفیت آب برای آبشویی

در مدل‌های گفته شده در بالا اثری از شوری آب کاربردی دیده نمی‌شود. بی‌تردید این یکی از کمبودهای مدل‌های آبشویی برای برآورد مقدار آب مورد نیاز است. در حالت‌های متعارف، هر چه شوری آب کاربردی برای آبشویی کمتر باشد، خاک در مدت کوتاه‌تر و با مقدار آب کمتر، شوری زدایی می‌شود. لیکن در خاک‌های سدیمی‌ممکن است این کار موجب پراکنده شدن ذرات خاک و تخریب خاکدانه‌ها گردد. در این شرایط باید آبی به کار برده شود که مقدار مناسبی از کلسیم و منیزیم داشته باشد تا با شسته شدن سدیم، جانشین آن گردد و خاک ناپایدار نشود. با آزمایش‌های پی در پی خاک می‌توان روند تغییرات را زیر نظر داشت و از این رویداد پیش‌گیری کرد.

خاک‌های شور سدیمی‌خوزستان که از نهشته شدن رسوبات رشته‌کوه‌های زاگرس تشکیل شده‌اند، در بیشتر موارد به طور طبیعی دارای مقادیر کافی کلسیم هستند. از این رو در این منطقه نگرانی جدی

در این باره وجود ندارد. تاکنون گزارشی نیز از مشکلات آبشویی مربوط به خاک‌های شور سدیمی‌خوزستان ارائه نشده است.

۲- ۳- ۵- موقع مناسب و زمان مورد نیاز برای آبشویی

با گرم‌تر شدن محیط، انحلال نمک‌ها بیشتر می‌شود و از این دیدگاه شاید بهتر باشد که آبشویی در تابستان انجام شود؛ لیکن تبخیر در این فصل بالاست و مقدار قابل ملاحظه‌ای از آب به هدر می‌رود. از این رو، دست کم در خوزستان توصیه می‌شود که اجرای عملیات آبشویی، محدود به فصل‌های پاییز و زمستان باشد.

با توجه به تجربیات موجود، مدت زمان آبشوئی تا اصلاح کامل خاک و کاهش شوری منطقه ریشه به مقدار دلخواه، نزدیک ۳ تا ۶ ماه زمان نیاز دارد. این مدت زمان به روش آبشویی (پیوسته یا متناوب)، شوری ابتدایی خاک، سرعت نفوذ آب در خاک، بافت خاک و مقدار آب مورد نیاز بستگی دارد.

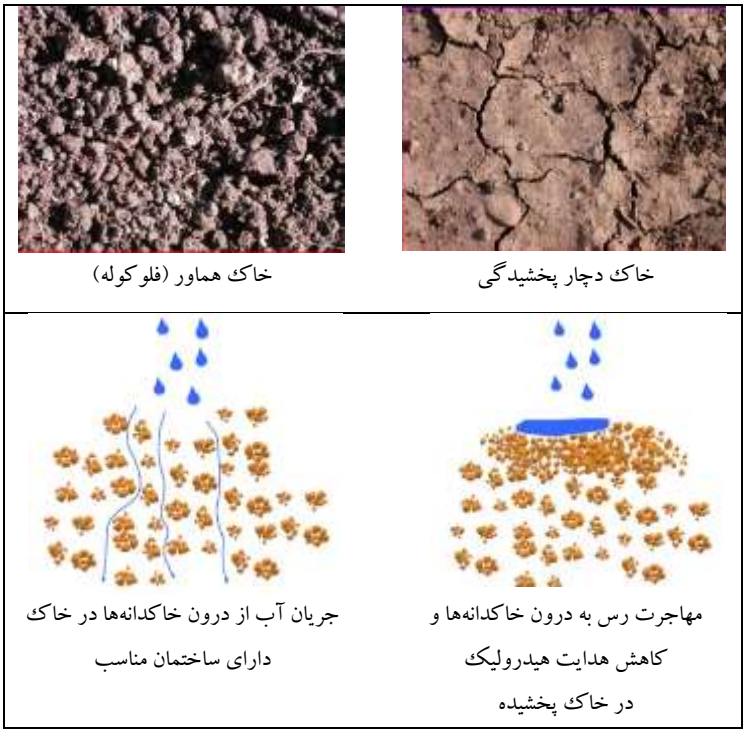
۲- ۳- ٦- سرنوشت آب آبشویی

منابع پذیرنده زهاب می‌توانند آب‌های جاری و ساکن سطحی و سفره‌های زیرزمینی باشند. در میان منابع سطحی باید از رودخانه‌ها، تالاب‌ها، دریاچه‌ها و دریاها نام برد. ارزش‌های محیط زیستی این منابع بر کسی پوشیده نیست. زهاب‌ها گاه نیز به کفه‌های نمکی که نقاط پست و بسته کویری هستند تخلیه می‌شوند. در صورتی که زمین دارای سفره آب آزادی باشد، آبخوان‌ها نیز با مشکل شورتر شدن و آلوده‌تر شدن روبرو هستند. شورتر شدن منابع آب زیرزمینی در نقاط خشک کشور در نتیجه نفوذ عمقی زهاب به آن منابع است.

۲- ۳- ۷- سدیمی‌شدن خاک در اثر شوری زدایی

در اثر شوری‌زدایی ممکن است خاک شور به خاک سدیمی‌و یا شور سدیمی‌تبدیل شود. این تغییر می‌تواند مشکل بزرگی ایجاد کند. یکی از بدترین شرایط، تشکیل عصاره اشباع خاک‌های شور

سدیمی‌دارای هدایت الکتریکی بیش از ۴ دسی‌زیمنس بر متر و درصد سدیم تبادلی بیش از ۱۵ است. بالا بودن هم‌زمان مقدار نمک محلول و درصد سدیم تبادلی، مشکل اصلی این گونه خاک‌هاست. هرگاه غلظت نمک‌های محلول فاز مایع خاک بالا باشد، واکنش آن‌ها از ۸/۵ کمتر بوده و خاک‌دانه‌ها حالت پایداری دارند. ممکن است در هنگام آبشویی، خروج نمک‌های محلول از نیمرخ خاک موجب چیرگی یون سدیم شود. در نتیجه، احتمال گرایش خاک به سدیمی‌شدن زیادتر می‌شود و با فراتر رفتن واکنش از ۸/۵، گسیختگی خاک‌دانه‌ها رخ می‌دهد.

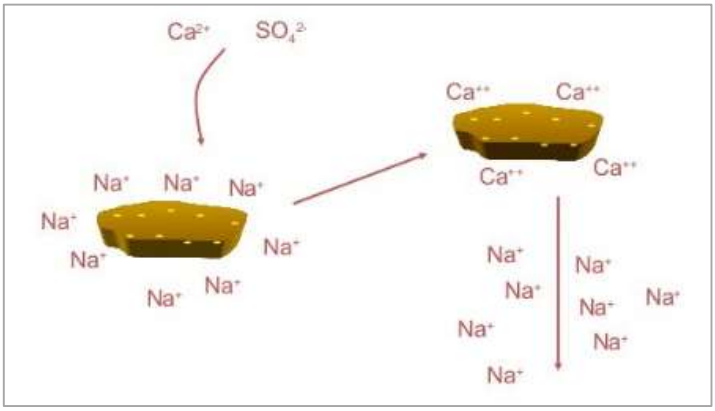


شکل ۲-۳- مقایسه جریان آب از درون خاک دارای ساختمان مناسب و خاک دچار پخشیدگی

در مزارع آبشویی شده کشور، چنین رویدادی گزارش نشده است. هرگاه چنین خطری وجود داشته باشد، باید از آبی سرشار از کلسیم و منیزیم استفاده کرد. آبشویی با زهاب مناطق همجوار می‌تواند یکی از این راهکارها باشد.

۲- ۳- ۸- استفاده از مواد اصلاح کننده

خاک‌های سدیمی‌و شور سدیمی به سبب چیرگی سدیم برکاتیون‌های دیگر دچار پخشیدگی خاک و کاهش هدایت هیدرولیک آن هستند. آبشوئی این خاک‌ها را می‌توان با افزودن کاتیون‌های دو ظرفیتی مانند کلسیم و منیزیم انجام داد. در این صورت این مواد (مانند گچ) جایگزین سدیم قابل تبادل[1] می‌شوند و به خاکدانه‌ها پایداری می‌دهند.



شکل ۲-۴- جایگزین شدن کلسیم با سدیم در مجاورت گچ

مقدار گچ مورد نیاز برای اصلاح خاک را می‌توان از رابطه زیر به دست آورد:

$$GR = 8.5\ D.\ B_d.\ CEC\ [(ESP_i - ESP_f) / 100]$$

که در آن:

1 Exchangeable sodium

GR گچ مورد نیاز، بر حسب تن در هکتار؛

D عمقی از خاک که اصلاح آن مورد نظر است، بر حسب متر؛

B_d چگالی ظاهری خاک، برحسب تن بر متر مکعب؛

CEC ظرفیت تبادل کاتیونی، بر حسب میلی اکی والان در صد گرم خاک خشک؛

ESP_i درصد سدیم تبادلی ابتدایی؛

ESP_f درصد سدیم تبادلی نهایی یا مورد انتظار، که به طور معمول ۱۰ درصد در نظر گرفته می‌شود.

جنانچه درصد سدیم تبادلی خاک اندازه گیری نشده باشد، می‌توان از نسبت جذب سدیم با رابطه زیر استفاده کرد.

$$ESP = [100 (-0.0126 + 0.01475 \times SAR)] / [1 + (-0.0126 + 0.01475 \times SAR)]$$

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca\,x + Mg}{2}}}$$

که در آن؛ غلظت سدیم (Na)، کلسیم (Ca) و منیزیم (Mg) بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر و SAR نسبت جذب سدیم عصاره اشباع خاک یا آب آبیاری است.

رابطه گفته شده در باره نیاز گچ مبنای تحلیلی دارد و از موازنه شیمیایی به دست آمده است. فرض کنیم درصد سدیم تبادلی خاکی در خوزستان ۲۵، چگالی ظاهری آن ۱/۳۵ تن بر متر مکعب (گرم بر سانتی متر مکعب) و ظرفیت تبادل کاتیونی آن ۱۵ میلی اکی والان در صد گرم خاک خشک باشد. این خاک برای اصلاح یک متر از عمق خود به ۲۵/۸ تن در هکتار گچ خالص نیازمند است. خلوص گچ به طور معمول ۸۰ درصد در نظر گرفته می‌شود. با در نظر گرفتن ناخالصی، این مقدار به ۳۲ تن در هکتار افزایش می‌یابد. چنانچه حلّالیت گچ ۲/۵ گرم در لیتر آب فرض شود، برای انحلال این مقدار، نیاز به کاربرد ۱۳۰۰۰ متر مکعب در هکتار آب وجود خواهد داشت. در عمل، مقادیر لازم آب و گچ از مقادیر گفته شده نیز به علل زیر بیشتر خواهد بود.

- نا یکنواختی پخش گچ در سطح و در عمق در مزرعه؛

- جایگزین شدن کلسیم با کاتیون‌های دیگری غیر از سدیم؛
- وجود مقادیر سدیم آزاد در خاک که در اندازه گیری‌ها دیده نشده است؛ و
- شسته شدن و از دست رفتن مقادیری از گچ کاربردی.

داهیا و داهیا (۱۹۸۱) دریافتند که خاک‌های بسیار شور سدیمی‌با تراوایی متوسط که در آن‌ها سدیم، کلسیم و منیزیم بیشترین کاتیون‌ها هستند، نیازی به استفاده از ماده اصلاح کننده[1] ندارند. این موضوع در دشت‌های خوزستان نیز بسیار پراهمیت است. خاک‌های این منطقه که از نهشته‌های رسوبی زاگرس منشا می‌گیرند، دارای مقادیر زیادی کلسیم هستند. بنابراین آبشویی با آب به تنهایی برای اصلاح آن‌ها کافی است و نیازی به اضافه کردن مواد اصلاح کننده (مانند گچ) نیست؛ هر چند که آبشویی بدون استفاده از ماده اصلاح کننده به زمان بیشتری نیازمند است. صراف و همکاران (۲۰۱۰) در آزمایش‌های آبشویی خود برای اصلاح اراضی شور سدیمی‌در قسمت‌های مرکزی خوزستان نتیجه گرفتند که در این ناحیه، نیازی به اضافه کردن اصلاح کننده‌های شیمیایی نیست.

سوارز(۲۰۰۱) پیشنهاد کرده است که معادلات تعیین مقدار گچ مورد نیاز برای آبشوئی و اصلاح خاک‌های سدیمی‌که تنها سدیم موجود در خاک را در نظر می‌گیرند، باید با منظور کردن مقدار کلسیم موجود در خود خاک اصلاح گردند. این موضوع می‌تواند درخوزستان نیز مورد پژوهش قرار گیرد.

۲- ۳- ۹- روش‌های آبشویی اولیه

روش‌های معمول آبشوئی اولیه خاک‌های شور در مناطق خشک و نیمه خشک جهان، آبشوئی پیوسته و آبشوئی متناوب به صورت سطحی است. روش آبیاری بارانی نیز می‌تواند با کارآیی بالاتر مورد استفاده قرار گیرد.

در روش پیوسته، دیواره‌های بلند خاکی در اطراف قطعه آبشویی ایجاد می‌شود و سپس آب آبشویی در آن تلمبار می‌گردد تا به درون خاک نفوذ کند، از میان آن بگذرد و به زهکش زیرزمینی برسد و تخلیه شود. این روش که از ابتدا در استان خوزستان مرسوم بوده است، سنتی‌ترین روش آبشوئی

[1] Amendment

است که نیازمند صرف مقدار زیادی آب است. در این روش، آب به طور یکسان از نیمرخ خاک گذر نمی‌کند، بلکه مقدار زیادی از آن به طور ترجیحی و از میان خلل و فرج درشت خاک می‌گذرد. جریان ترجیحیِ ناشی از تمایل آب به عبور از خلل و فرج درشت خاک، بر راندمان آبشویی، که فرآیند اصلی آن درون خاکدانه‌ها رخ می‌دهد، تأثیر منفی دارد. افزون بر این، نیاز به احداث پشته‌هایی که بلندای آن‌ها به ۸۰ تا ۱۰۰ سانتی‌مترمی‌رسد، سیمای مزرعه را به هم می‌ریزد و به تسطیح انجام شده آسیب وارد می‌کند.

در آبشوئی متناوب، آب در چند دوره به خاک داده می‌شود، به‌صورتی که بین دورهای آبشوئی، فرصت زهکشی نیمرخ خاک ایجاد شده تا نمک‌ها بتوانند به سطح خارجی خاکدانه‌ها پخشیده شوند. در دور بعدی آبشوئی، جریان بین خاکدانه‌ها موجب خروج نمک‌ها می‌شود. به بیان دیگر، این روش سبب می‌شود تا نمک‌ها به منطقه متحرک پخشیده و شسته شوند. با آبشویی متناوب، نقش جریان ترجیحی[1] کاهش می‌یابد.

مزایای روش آبشوئی متناوب نسبت به پیوسته عبارتند از:

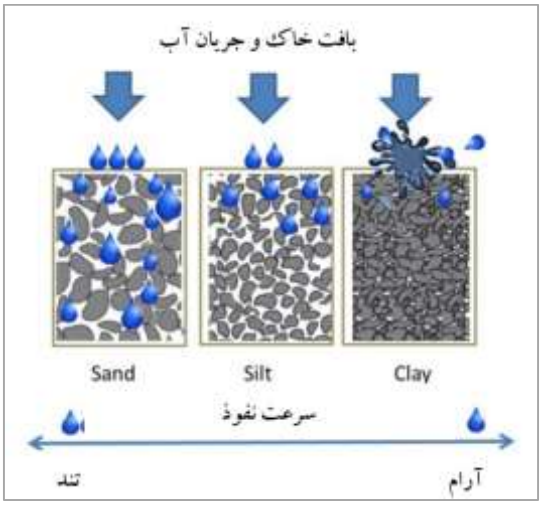
- صرفه جویی در هزینه احداث پشته‌ها و از بین بردن آن‌ها پس از آبشوئی؛
- کارآیی بیشتر عملیات آبشوئی و شستشوی بهتر نمک‌ها ی خاک؛
- انطباق بیشتر با ظرفیت سامانه زهکشی؛
- مصرف آب و تولید زهاب کمتر؛
- به هم خوردن کمتر تسطیح مزرعه؛
- خطر کمتر در شکستن پشته‌ها و در نتیجه تخریب جاده سرویس و زهکش‌ها؛
- امکان نمونه برداری بیشتر و پایش بهتر و در فواصل زمانی کمتر از شوری خاک؛ و
- نشستِ کمتر خاک روی ترانشه‌های زهکشی.

1 Preferential flow

روش اعمال آب آبشوئی، به شکل آبیاری‌های نواری مرسوم کشاورزان است. پس از این که دیگر آبی بر روی سطح نوارها دیده نشد، باید چند روز منتظر ماند تا از ایجاد ظرفیت زراعی[1] (FC) در خاک یا گاورو شدن زمین اطمینان یافت. این فرصت موجب می‌شود که نمک‌ها از سطح خارجی خاکدانه‌ها پخشیده شوند تا در دور بعدی با جریان آب از خلل و فرج درشت خاک خارج گردند. پس از دیده نشدن آب در روی خاک، نمونه برداری از خاک در اعماق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری انجام می‌شود. چنانچه شوری عصاره اشباع خاک به مقدار دلخواه رسیده شده باشد، آبشویی پایان می‌یابد و در غیر این صورت، ادامه پیدا می‌کند.

نتایج آزمایش‌های لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری اهمیت بیشتری دارد، چرا که:

- ✓ تمامی ریشه و جوانه گیاه در مراحل اولیه رشد که به شوری حساس‌تر است، در این لایه قرار دارد؛
- ✓ نفوذ عمقی ناشی از آبیاری، خود به‌خود موجب شستشوی لایه‌های پایین‌تر خواهد شد و آن‌ها را برای توسعه ریشه در شرایط مساعدتری قرار خواهد داد؛ و
- ✓ پس از تکمیل مراحل رشد نیز بیشترین مقدار جذب آب توسط ریشه، از این لایه صورت می‌گیرد.



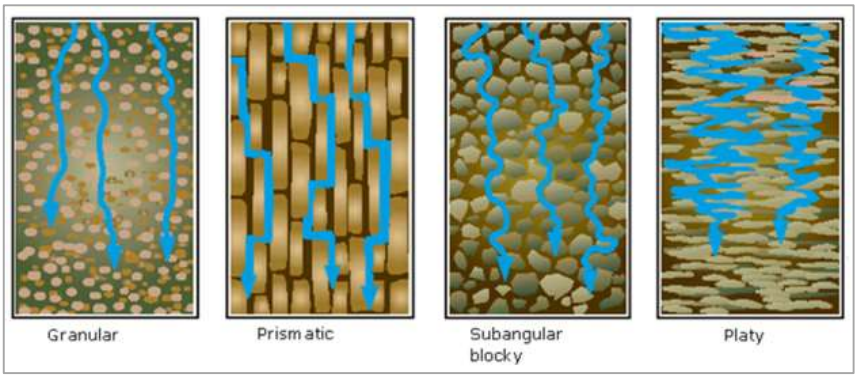
شکل ۲-۵- تاثیر بافت خاک بر سرعت جریان و نمک زدایی

1 Field capacity

در آبشوئی با آبیاری بارانی، کارآیی آبشویی بیشتر است. گفته می‌شود که کارآیی آبشویی به تعداد دفعات پر و خالی شدن خلل و فرج خاک بستگی دارد. به همین دلیل است که روش آبشویی متناوب کاراتر از آبشویی پیوسته است.

کارآیی آبشویی پیوسته > کارآیی آبشویی متناوب > کارآیی آبشویی بارانی

آبیاری بارانی این مزیت را دارد که آب را به صورت یکنواخت[1] بر سطح خاک پخش می‌کند. همچنین با استفاده از این روش می‌توان حالت غیراشباع در خاک ایجاد کرد. از همین روست که کارایی آبشوئی آن نسبت به سایر روش‌ها بالاتر است. آبیاری بارانی معمولاً در شرایط آب و هوایی با تبخیر بالا به کار برده نمی‌شود.



شکل ۲-٦- تاثیر ساختمان خاک بر مسیرهای جریان و آبشویی خاک

راندمان آبشوئی[2] را می‌توان به صورت مقدار املاح شسته شده در ازای واحد حجم آب به کار رفته تعریف کرد (تانجی، ۱۹۹۰). در جدول ۲ -۱ کارآیی روش‌های متداول آبیاری در آبشوئی آمده است.

1 Uniform
2 Leaching efficiency

برای بالا بردن راندمان آبشوئی، بهتر است رطوبت خاک کمتر از رطوبت اشباع باشد. بنابراین چنانچه روش آبیاری منجر به ایجاد ناحیه غیر اشباع در نیمرخ خاک شود، تأثیر بیشتری در آبشوئی خواهد داشت.

جدول ۲-۱- کارآیی روش‌های گوناگون آبیاری در آبشوئی

روش آبیاری	الگوی انباشت نمک	کارآیی آبشوئی	ملاحظات ویژه
سطحی	روی پشته‌ها و چنان‌چه یکنواختی آبیاری پایین باشد، در امتداد شیب	نمک روی پشته‌ها باقی می‌ماند. نسبت به روش‌های دیگر، به آب بیشتری نیاز دارد	
بارانی	در صورت طراحی و مدیریت مناسب، شوری زدایی ناحیه ریشه انجام می‌شود.	آبشوئی یکنواخت انجام می‌شود. کاربرد گاه به گاه آن می‌تواند برای آبشوئی نمک‌های به‌جا مانده از کاربرد سایر روش‌ها به کار گرفته شود.	می‌تواند باعث گسترش بیماری در گیاهان حساس شود. آب شور می‌تواند اثرات زیان آوری روی گیاه برجای گذارد.
موضعی	خارج از پیاز رطوبتی قطره چکان‌ها	پیاز رطوبتی به خوبی آبشوئی می‌شود، ولی آبشوئی تمام سطح مزرعه تا عمق ریشه بسیار مشکل است.	

(برگرفته از تانجی، ۱۹۹۰ با تغییراتی اندک)

در روش آبیاری موضعی[1]، نمک‌ها پیرامون پیاز رطوبتی انباشته می‌شوند. استفاده درازمدت از این روش می‌تواند ایجاد نواحی نامنظمی‌از انباشت نمک در زمین را درپی داشته باشد (تانجی، ۱۹۹۰). به همین دلیل توصیه می‌شود که در هنگام بارندگی، آبیاری با این روش قطع نشود تا هم از برگشت نمک به درون پیاز رطوبتی جلوگیری کند و هم حجم آب بیشتر، نمک‌ها را هر چه بیشتر از ناحیه ریشه دور گرداند.

1 Micro irrigation

۲- ۳- ۱۰- استفاده از زهاب در آبشوئی

همان گونه که گفته شد عملیات آبشویی نیازمند حجم زیادی از آب است و اگر آب قیمت واقعی خود را داشته باشد، هزینه بالایی دارد. از طرفی، زهاب خروجی از زهکش‌های زیرزمینی، دارای شوری بالاتر و کیفیت پایین‌تری است ولی کم ارزش تر از آب آبیاری است. از سوی دیگر، آبشویی خاک‌های سدیمی‌همواره با خطر بالا رفتن pH خاک، پراکنش ذرات و از میان رفتن ساختمان خاک همراه است. استفاده از زهابی سرشار از کلسیم و منیزیم، می‌تواند این خطر را کاهش دهد. نباید فراموش کرد که آبشویی با چنین زهابی می‌تواند جایگزین مواد اصلاح کننده‌ای مانند گچ شود. بدیهی است که پس از این مرحله، با آبشویی با آب دارای شوری کمتر، فرایند شوری‌زدایی را باید تکمیل کرد. بنابراین چنان‌چه امکان استفاده از زهاب برای آبشوئی وجود داشته باشد، بجاست که از زهاب تولید شده در هر ناحیه، برای آبشویی و اصلاح اراضی نقاط نزدیک استفاده شود. این امر مشکل دفع زهاب را نیز کاهش می‌دهد.

استفاده از زهاب برای آبشوئی اراضی، پیشینه‌ای دراز دارد. آب استفاده شده برای احیاء اراضی ادکو[1] در شمال دلتای رود نیل در مصر در دهه ۱۹۵۰ میلادی، زهاب اراضی بالادست بوده است(حسن اقلی و شریفی پور، ۱۳۹۸). در دهه ۲۰۰۰ میلادی نیز برنامه مشابهی در ۳۳۰ هزار هکتار از اراضی غرب و شرق رود نیل، اجرا شده است (حسن اقلی و شریفی پور، ۱۳۹۸ به نقل ازعبدالخالق، ۲۰۰۳). برزگر (۱۳۷۹)، رقیق کردن مرحله‌ای آب بسیار شور حاوی کاتیون‌های دو ظرفیتی را به‌عنوان روشی مؤثر برای اصلاح خاک‌ها، بدون استفاده از مواد اصلاح کننده معرفی و تأکید می‌کند که آب شور باعث هم‌آوری ذرات خاک و تأمین کلسیم برای تبادل با سدیم می‌شود.

۲- ۳- ۱۱- آبشویی تدریجی خاک در حضور گیاه

پذیرا (۱۳۸۵) یک مدل شبیه سازی برای مشاهده شوری زدایی تدریجی خاک با توجه به نفوذ عمقی آب آبیاری تهیه کرد. خاکی به عمق یک متر با چهار سطح شوری اولیه ۳۲، ۲۴، ۱۶ و ۸ دسی

1 Edko

زیمنس بر متر را در نظر گرفت. در این محاسبات، کارآیی آبیاری ۶۵ درصد، کارایی آبشویی ۳۰ درصد، شوری آب ۱/۴۵ دسی زیمنس بر متر و شوری تعادلی خاک ۳/۹۹ دسی زیمنس بر متر فرض شده بود. زمین مورد نظر زیر کشت نخیلات بود. وی با این محاسبات نشان داد که با نفوذ عمقی سالانه ناشی از آبیاری به مقدار۸۶۷ میلی‌متر، می‌توان خاک را به تدریج اصلاح کرد. در این مثال، با هر مقدار شوری اولیه خاک، شوری در پایان سال به ۴ تا ۵ دسی زیمنس بر متر خواهد رسید (جدول ۲- ۳ و شکل ۲-۷).

جدول ۲-۲- نفوذ عمقی آب آبیاری در آبشویی تدریجی

ماه	آب کاربردی (میلی‌متر)	خالص مصرفی گیاه[1] (میلی‌متر)	نفوذ عمقی[2] (میلی‌متر)
فروردین	۲۸۵/۶	۲۰۵/۶	۸۰/۰
اردیبهشت	۳۷۹/۵	۲۷۳/۲	۱۰۶/۳
خرداد	٤۳۹/۰	۳۱٦/۱	۱۲۳/۹
تیر	٤٤۸/۱	۳۲۲/۷	۱۲۵/۵
مرداد	٤۰۷/۳	۲۹۳/۲	۱۱٤/۰
شهریور	۳۲۷/۷	۲۳۵/۹	۹۱/۷
مهر	۲۱٤/۹	۱۵٤/۸	٦۰/۲
آبان	۱۲۷/۰	۹۱/٤	۳۵/٦
آذر	۸۱/٦	۵۸/۷	۲۲/۸
دی	۷٦/۷	۵۵/۳	۲۱/۵
بهمن	۱۰۸/٤	۷۸/۱	۳۰/٤
اسفند	۲۰۱/۵	۱٤۵/۱	۵٦/٤
سال	۳۰۹۷/۳	۲۲۳۰/۰	۸٦۷/۲

۱- ۷۲ درصد آب کاربردی

۲- ۲۸ درصد آب کاربردی

پذیرا(۱۳۸۵)

این گونه نگاه کردن به موضوع شوری زدایی نشان می‌دهد که در بسیاری موارد ضرورتی وجود ندارد که از ابتدا شوری خاک به اندازه دلخواه رسانیده شود تا بتوان در آن گیاه مورد نظر را کشت

کرد. بلکه انتخاب گیاهی با مقاومت بیشتر به شوری و آبشویی تدریجی خاک می‌تواند روش ارزنده دیگری برای نمک زدایی از خاک باشد.

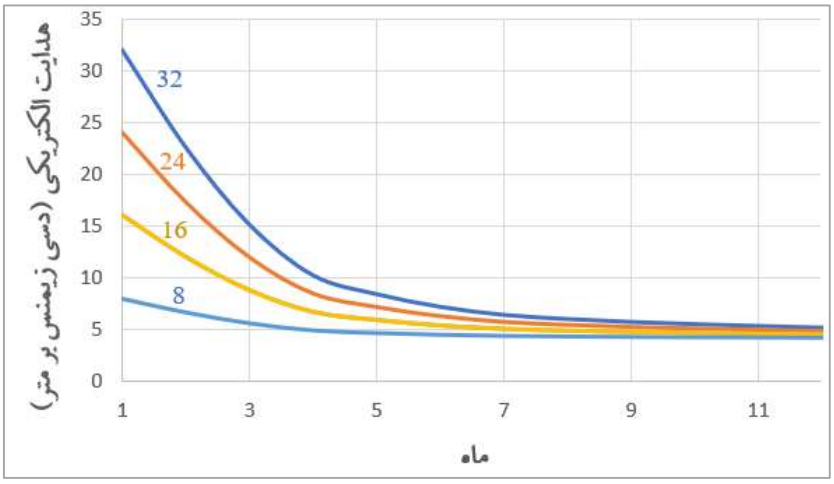
جدول ۲-۳- خلاصه نتایج مدل شوری زدایی تدریجی، شوری عصاره اشباع در پایان هر ماه

ماه	روزها از شروع سال	نفوذ عمقی از شروع سال (میلی‌متر)	عمق اصلاح خاک (سانتی متر)	شوری اولیه (دسی زیمنس بر متر) ۳۲	۲۴	۱۶	۸
فروردین	۳۱	۲۰۵/۶	۲۵	۲۲/۶۱	۱۷/۳۰	۱۱/۹۸	۶/۶۵
اردیبهشت	۶۲	۴۷۸/۸	۲۵	۱۵/۱۷	۱۱/۹۸	۸/۷۸	۵/۵۸
خرداد	۹۳	۷۹۴/۹	۲۵	۱۰/۲۸	۸/۴۹	۶/۶۹	۴/۸۸
تیر	۱۲۴	۱۱۱۷/۶	۵۰	۸/۴۶	۷/۱۹	۵/۹۱	۴/۶۲
مرداد	۱۵۵	۱۴۱۰/۸	۵۰	۷/۲۴	۶/۳۱	۵/۳۸	۴/۴۵
شهریور	۱۸۶	۱۶۴۶/۷	۵۰	۶/۴۶	۵/۷۵	۵/۰۵	۴/۳۴
مهر	۲۱۶	۱۸۰۱/۵	۷۵	۶/۰۶	۵/۴۷	۴/۸۸	۴/۲۸
آبان	۲۴۶	۱۸۹۲/۹	۷۵	۵/۷۸	۵/۲۷	۴/۷۶	۴/۲۴
آذر	۲۷۶	۱۹۵۱/۶	۷۵	۵/۵۷	۵/۱۲	۴/۶۷	۴/۲۱
دی	۳۰۶	۲۰۰۶/۹	۱۰۰	۵/۳۹	۴/۹۹	۴/۵۹	۴/۱۹
بهمن	۳۳۶	۲۰۸۵/۰	۱۰۰	۵/۲۳	۴/۸۷	۴/۵۲	۴/۱۶
اسفند	۳۶۵	۲۲۳۰/۱	۱۰۰	۵/۰۵	۴/۷۵	۴/۴۵	۴/۱۴

پذیرا(۱۳۸۵) با تغییراتی اندک

نتایج پژوهش‌ها و طرح‌های اجرایی دیگری هم شوری‌زدایی تدریجی خاک را به کمک آبیاری تایید می‌کنند. زمین‌های پایین دست رودخانه جیحون (آمو دریا) به همین ترتیب اصلاح شده اند. دره فرگانا[1] در آسیای مرکزی (شرق ازبکستان، جنوب قرقیزستان و شمال تاجیکستان)، جلگه گلودنایا[2] در ازبکستان و چند جلگه دیگر نیز از همین روش اصلاحی استفاده کرده اند.

1 Fergana Valley
2 Golodnaya Steppe



شکل ۲-۷-کاهش تدریجی شوری عصاره اشباع خاک در اثر نفوذ عمقی در سال نخست آبیاری

۲- ٤- نتایج آبشویی در ایران

شاید بتوان نتیجه اقدامات انجام شده در باره آبشویی به منظور کاهش مشکلات خاک‌های شوری زده در کشور را چنین خلاصه کرد:

- مطالعات نشان می‌دهد که اگر آبشویی با حضور سیستم زهکشی انجام شود، می‌توان بیشتر خاک‌های شوری زده را به روشی پایدار بهبود بخشید. نمونه خوبی از این رویکرد را می‌توان در مدیریت خاک‌های شوری زده زمین‌های طرح نیشکر در خوزستان یافت.
- تاکنون آبشویی و نصب سامانه‌های زهکشی در مکان‌هایی انجام شده که شوری خاک و یا سطح ایستابی به سطح مخربی رسیده باشد که نتوان به کشت و کار ادامه داد. مدیریت زهکشی باید قبل از رسیدن سطح ایستابی به سطح بحرانی شروع شود. همین وضع در مورد خاک‌های شوری زده نیز صدق می‌کند. باید تلاش شود تا با مدیریت مناسب منابع آب و خاک، احتمال زهدار شدن و ایجاد شوری ثانویه نیز کمینه شود.
- به طور معمول، باید آبشویی به اندازه‌ای انجام شود تا شوری خاک در عمق ریشه به مقدار دلخواه برسد. مقدار دلخواه می‌تواند آستانه شوری قابل تحمل گیاه بدون کاهش محصول و یا با ده درصد افت عملکرد باشد. این مقدار با توجه به ملاحظات اقتصادی تعیین می‌شود.

در ایران تا کنون بطور معمول تلاش شده است که نیمرخ خاک تا محل نصب زه کش‌ها شوری زدایی شود. به نظر می‌رسد که این نگاه منجر به زیاده روی در مصرف منابع می‌شود. بهتر است هدف گذاری برای اصلاح خاک تا عمقی کمی‌بیشتر از عمق توسعه ریشه انجام شود و اصلاح نهایی خاک با آبشویی تدریجی انجام گردد. نفوذ عمقی در اثر پایین بودن کارآیی آبیاری به اندازه‌ای هست که بتواند در چند فصل، کار آبشویی را به پایان برساند.

- خاک‌های شور سدیمی‌در هنگام آبشویی، با خروج نمک‌های محلول از نیمرخ خاک موجب چیره شدن یون سدیم می‌شوند. در نتیجه، احتمال گرایش خاک به سدیمی‌شدن زیادتر می‌شود و گسیختگی خاک‌دانه‌ها رخ می‌دهد. همان طور که پیش از این گفته شد، خاک‌های شور سدیمی‌خوزستان که از نهشته شدن رسوبات رشته‌کوه‌های زاگرس تشکیل شده‌اند، در بیشتر موارد به طور طبیعی دارای مقادیر کافی کلسیم هستند. از این رو در این منطقه نگرانی جدی در این باره وجود ندارد. تا کنون گزارشی نیز از نا موفق بودن آبشویی مربوط به خاک‌های شور سدیمی‌خوزستان ارائه نشده است. حتی هرگاه چنین خطری وجود داشته باشد، باید از آبی سرشار از کلسیم و منیزیم استفاده کرد. آبشویی با زهاب مناطق همجوار می‌تواند یکی از این راهکارها باشد.
- تجربیات کشور نشان می‌دهد که برای اصلاح خاک‌های سدیمی، نیازی به استفاده از ماده اصلاح کننده نیست. این موضوع در دشت‌های خوزستان بسیار پراهمیت است. خاک‌های این منطقه، دارای مقادیر زیادی کلسیم هستند. بنابراین آبشویی با آب به تنهایی برای اصلاح آن‌ها کافی است و نیازی به اضافه کردن مواد اصلاح کننده (مانند گچ) نیست؛ هر چند که آبشویی بدون استفاده از ماده اصلاح کننده به زمان بیشتری نیازمند است.
- با گرم‌تر شدن محیط، انحلال نمک‌ها بیشتر می‌شود و از این دیدگاه شاید بهتر باشد که آبشویی در تابستان انجام شود؛ لیکن تبخیر در این فصل بالاست و مقدار قابل ملاحظه‌ای از آب به هدر می‌رود. از این رو، دست کم در خوزستان توصیه می‌شود که اجرای عملیات آبشویی، محدود به فصل‌های پاییز و زمستان باشد.

- در اثر آبشویی، در صورتی که زمین دارای سفره آب آزادی باشد، آبخوان‌ها نیز با مشکل شورتر شدن و آلوده‌تر شدن روبرو می‌شوند. شورتر شدن منابع آب زیرزمینی در نقاط خشک کشور در نتیجه نفوذ عمقی زهاب به آن منابع است.
- در آبشوئی با آبیاری بارانی، کارآیی آبشویی بیشتر است. گفته می‌شود که کارآیی آبشویی به تعداد دفعات پر و خالی شدن خلل و فرج خاک بستگی دارد. به همین دلیل است که روش آبشویی متناوب کاراتر از آبشویی پیوسته است. تا کنون از آبیاری بارانی برای آبشویی در ایران استفاده نشده است.

کارآیی آبشویی پیوسته < کارآیی آبشویی متناوب < کارآیی آبشویی بارانی

- آبشویی نیازمند حجم زیادی از آب است و اگر آب قیمت واقعی خود را داشته باشد، هزینه بالایی دارد. از طرفی، زهاب خروجی از زهکش‌های زیرزمینی، دارای شوری بالاتر و کیفیت پایین‌تری است ولی کم ارزش تر از آب آبیاری است. در مرحله ابتدایی آبشویی می‌توان از زهاب زمین‌های مجاور استفاده کرد.
- آبشویی خاک‌های سدیمی‌همواره با خطر بالا رفتن pH خاک، پراکنش ذرات و از میان رفتن ساختمان خاک همراه است. استفاده از زهابی سرشار از کلسیم و منیزیم، می‌تواند این خطر را کاهش دهد. نباید فراموش کرد که آبشویی با چنین زهابی می‌تواند جایگزین مواد اصلاح کننده‌ای مانند گچ شود.
- به نظر می‌رسد که در بسیاری موارد ضرورتی وجود ندارد که از ابتدا شوری خاک به اندازه دلخواه رسانیده شود تا بتوان در آن گیاه مورد نظر را کشت کرد. انتخاب گیاهی با مقاومت بیشتر به شوری و آبشویی تدریجی خاک می‌تواند روش ارزنده دیگری برای نمک زدایی از خاک باشد.
- خاک‌های ریز بافت یعنی خاک‌هایی که درصد بالایی از رس دارند، چنانچه شوری و سدیم زیادی نیز داشته باشند، به این سبب که حرکت آب در آن‌ها دشواراست، به آسانی اصلاح نمی‌شوند. خاک‌های رسی دشت سیلابی تبریز چنین وضعی دارند. در برخی مناطق

مانند رودشت اصفهان، سخت لایه‌هایی نیز در اعماق گوناگون خاک وجود دارد که حرکت آب را بیشتر محدود می‌کند. بنابراین، انجام مطالعات در همه شرایط الزامی‌است.

- تا کنون در همه طرح‌های آبشویی کشور از روش آبشوئی پیوسته استفاده شده است. این در حالی است که آبشویی متناوب به آب کمتری نیاز دارد. بنابراین توصیه می‌شود در صورتی که نتوان از روش آبیاری بارانی استفاده کرد، روش آبشویی متناوب را به کار برد. این روش، افزون بر صرفه جویی در آب، فواید دیگری نیز دارد.
- هر چند آبشویی موجب اصلاح خاک زراعی می‌شود، ولی از دیدگاه محیط زیست، اقدامی‌خطرناک است که منابع پذیرنده زهاب را به شدت آلوده می‌کند. به نظر می‌رسد که روش کار آبشویی باید تغییر کند. در این راستا پیشنهاد می‌شود که از روش آبیاری بارانی استفاده کرد. اجرای این کار را در مناطق خشک می‌توان به شب موکول کرد تا تبخیر کاهش یابد. این کار را می‌توان بیش از این هم بهینه کرد. زهاب حاصل از آبشویی را هم می‌توان بار دیگر به کمک آبیاری بارانی در محوطه خاصی تبخیر کرد و شورابه حاصل که حجم بسیار کمتری از زهاب دارد را به شیوه‌ای منطقی و معقول دفع کرد.

فصل سوم
تالاب‌های انسان ساخت

۳- ۱- پیش‌گفتار

زهکشی جایگاهی ویژه در چرخه هیدرولوژیکی دارد. بسیاری از تالاب‌ها می‌توانند زهکشی شده و به زمین‌های خشک تبدیل گردند. افزایش رواناب در سراب حوضه‌های آبریز در اثر تغییر اقلیم، تخریب پوشش گیاهی و یا آبیاری بیش از اندازه نیز می‌تواند باعث ایجاد و یا گسترش تالاب‌ها در مناطقی گردد که پیش از آن جزو اراضی خشک محسوب می‌شدند. در قرن نوزدهم و نیمه اول قرن بیستم میلادی، زهکشی تالاب‌ها و تبدیل آن‌ها به کاربری‌های دیگر امری عادی بود. از دهه ۱۹۷۰ به بعد که اهمیت تالاب‌ها در سطح جهان مطرح شد، نیاز به داشتن تعریف دقیق از تالاب‌ها نیز احساس گردید. افزون بر این کشورهایی مانند ایالات متحده قوانینی وضع کردند تا تالاب‌های زهکشی شده به وضعیت اولیه خود بازگردانده شوند. گویا پی برده شده بود که ارزش تالاب بیش از ارزش کشاورزی است. باتلاق ساحلی شادگان در خوزستان، دریاچه کم عمق پریشان در فارس با پوشش گیاهی ویژه پیرامون آن و یا تالاب گندمان در چهارمحال و بختیاری با چمنزارهای مرطوب آن، گونه‌های گوناگونی از تالاب‌های طبیعی هستند. ویژگی‌های مشترک آن‌ها وجود آب کم عمق، خاک اشباع، گونه‌های گوناگون گیاهی و جانوری و مواد آلی گیاهی انباشته شده است. بیشتر تالاب‌ها دارای سه ویژگی زیر هستند: وجودآب در سطح خاک و یا در منطقه ریشه دوانی، خاک ویژه هیدرومورفی و گیاهان آبدوست (هیدروفیت). تالاب به مناطق پستی گفته می‌شود که با آب کم عمق دائمی و یا موقتی پوشیده شده و شامل ponds، marshes، swamps، bogs، wet meadows، potholes، sloughs، river-overflow lands و shallow lakes هستند؛ واژه‌هایی که در زبان فارسی به دقت از یکدیگر متمایز نشده و تعریف نگردیده اند. گفته می‌شود که بیش از ۵۰ تعریف در باره تالاب وجود دارد. سازمان شیلات و حیات وحش آمریکا در سال

۱۹۷۹ و سازمان ذیربط کانادایی تعریف‌های پذیرفته شده تری ارائه کرده اند؛ لیکن تعریف کنوانسیون بین‌المللی تالاب‌ها که به کنوانسیون رامسر معروف است، شاید معتبرترین تعریف ها باشد: به مناطق مردابی، آب مانده، اراضی سیاه خیس باتلاقی، برکه‌های مصنوعی یا طبیعی، دائم یا موقت، دارای آب ساکن یا جاری، دارای آب شیرین، شور و لب شور بوده و هم چنین مناطق ساحلی دریاها که هنگام جزر، ارتفاع آب در آن‌ها بیشتر از ۶ متر نباشد، تالاب[1] گفته می شود. با پی بردن به ارزش‌های بی بدیل تالاب‌های طبیعی در محیط زیست، تالاب‌های انسان ساخت نیز مورد توجه قرار گرفته اند. این تالاب‌ها نقش زیادی در حذف بقایای کودها، آلاینده‌های شهری مانند BOD و COD، فلزات سنگین، بقایای سموم کشاورزی و رسوب دارند. در این فصل به نقش تالاب‌های انسان ساخت در حذف آلاینده‌ها و بویژه نیتروژن پرداخته می‌شود.

۳- ۲- طبقه بندی تالاب‌ها

تالاب‌های انسان ساخت بر پایه عملکرد و هدف آن‌ها در سه گروه اصلی زیر طبقه بندی می‌شوند:

۳- ۲- ۱- تالاب‌های انسان ساخت برای ایجاد زیستگاه

هدف اصلی این تالاب‌هافراهم کردن زیستگاه حیات وحش است. تالاب‌ها افزون بر داشتن مزایای بهبود کیفیت آب، به سبب وجود آب و پوشش گیاهی، زیستگاه مناسبی هستند که با جلب گونه‌های حیات وحش، به ویژه پرندگان، و ایجاد فضای سبز مناسب، به بهبود طبیعت منطقه کمک می‌کنند. تالاب‌هاهمچنین می‌توانند به عنوان منبع غذا و الیاف و به عنوان گردشگاه‌های عمومی‌مورد استفاده قرار گیرند.

1 Wetlands are area of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish or salt, including areas of marine water the depth of which at low tide does not exceed six meters.

به طور کلی، چهار نوع تالاب انسان ساخت وجود دارد:

- استخر[1] یا حوضچه که می‌تواند عمق مناسبی برای پرورش ماهی نیز داشته باشد؛
- مرداب[2]، منطقه آبی کم عمق با گیاهان علفی؛
- باتلاق[3] با پوشش گیاهی چوبی (خشبی)؛ و
- تالاب فصلی[4] که آب را به صورت فصلی جمع آوری و نگه داری می‌کند.

۳- ۲- ۲- تالاب‌های انسان ساخت برای کنترل سیل

تالاب‌های انسان ساخت، گاهی برای دریافت رواناب در هنگام رویدادهای سیل ساخته می‌شوند. اجرای آن‌ها ممکن است ظرفیت ذخیره رگبارها و حجم آب نفوذ یافته را افزایش دهد و در شهرها، حجم آب ورودی به سیستم فاضلاب و تصفیه‌خانه‌ها را کاهش دهد. در چرخه هیدرولوژیکی شهری، تالاب‌هامی‌توانند به مدیریت یکپارچه آب شهری کمک کنند و همچنین امکانات بازیافت آب ذخیره شده را فراهم کنند.

۳- ۲- ۳- تالاب‌های انسان ساخت برای تصفیه فاضلاب

هدف این تالاب‌های مهندسی شده، دریافت و تصفیه انواع فاضلاب بر پایه فرایندهای تصفیه طبیعی است. تالاب‌های تصفیه طبیعی را می‌توان بسته به ویژگی‌های آن‌ها، به دسته‌های دیگری تقسیم کرد. به عنوان نمونه، بر پایه نوع پوشش گیاهی یا جهت جریان آب در تالاب (شکل ۳-۱). بسته به مسیر جریان در سیستم، دو نوع از آن وجود دارد:

- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد[5] (FWS CWs)؛ و

1 Pond
2 Marsh
3 Swamp
4 Ephemeral wetland
5 Free water surface constructed wetlands (FWS CWs)

- تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی[1] (SF CWs).

در FWS CWs، آب به آرامی‌روی یک بستر خاکی جریان می‌یابد. بنابراین یک سطح آب آزاد با عمق آبی چند سانتی متری ایجاد می‌شود. برعکس، در SF CWs آب در درون بستری متخلخل جریان دارد. بسته به جهت مسیر جریان، SF CW ها را می‌توان به جریان افقی (HSF) یا جریان عمودی (VF) تقسیم کرد.

طبقه بندی دیگری را می‌توان بر پایه ویژگی‌های رشد پوشش گیاهی انجام داد (ویمازال و همکاران، ۱۹۹۸):

- تالاب‌های تصفیه شناور[2] (FTWs) یا جزایر شناور[3]؛
- تالاب‌های ماکروفیت‌های سربرآورده[4]؛ و
- تالاب‌های ماکروفیت غوطه ور[5].

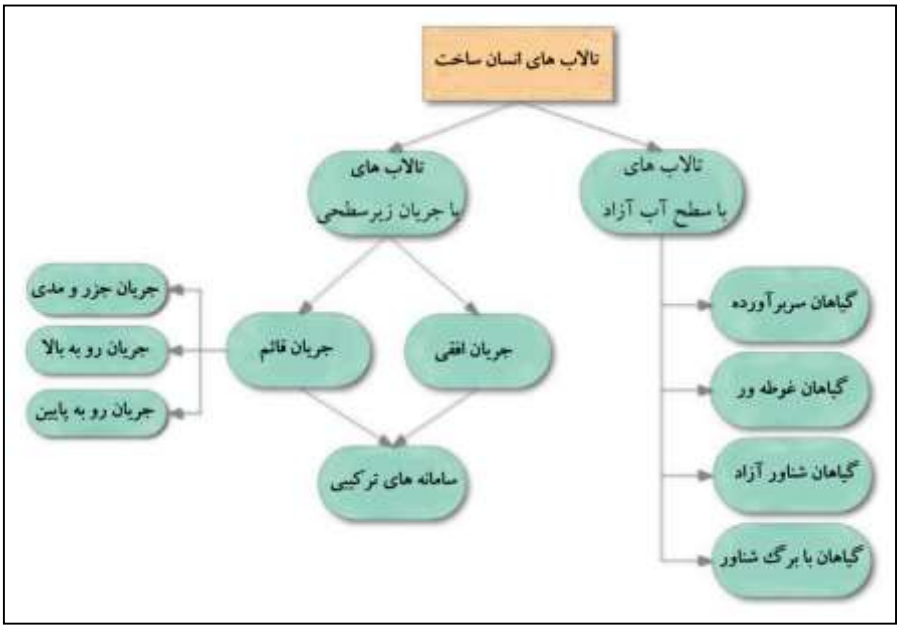
تالاب‌های انسان ساخت به طور معمول با گونه‌های ماکروفیت‌های سربرآورده ریشه‌دار کاشته می‌شوند.

۳- ۲- ٤- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد

استفاده از این تالاب‌هادر آمریکای شمالی بیشترایج است. از آن‌ها کم و بیش به طور انحصاری برای تصفیه فاضلاب شهری استفاده می‌شود. این گونه تالاب شامل کانال یا حوضچه‌های کم‌عمقی است که کف آن‌ها با مواد نفوذناپذیری مانند ژئوتکستایل یا خاک رس برای جلوگیری از نشت به

1 Subsurface flow constructed wetlands (SF CWs)
[2] Floating treatment wetlands (FTWs)
[3] Floating islands
[4] Emergent macrophyte wetlands
سریرآورده ها گیاهانی هستند که ریشه در زیر آب و در بستر خاک دارند ولی قسمت های هوایی آنها از آب بیرون است.
[5] Submerged macrophyte wetlands

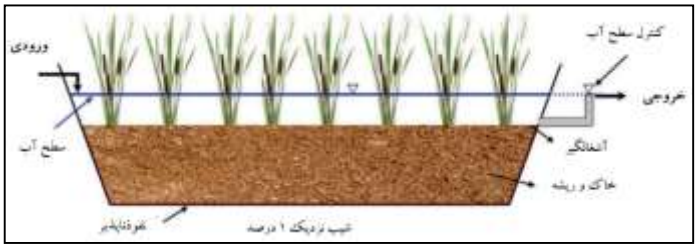
آبخوان عایق بندی شده است. در کف آن‌ها یک لایه خاک به ضخامت کمتر از ۴۰ سانتی متر وجود دارد که در آن ماکروفیت‌ها کاشته می‌شوند.



استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳-۱- طبقه بندی تالاب‌ها

بطور معمول در این تالاب‌هاگیاهان سربرآورده و گاه گیاهان غوطه ور یا شناور کشت می‌شوند. آب به صورت کم و بیش افقی با سرعت کم در بالای لایه خاک و در امتداد طول تالاب جریان می‌یابد. عمق ستون آب ۲۰-۴۰ سانتی متر (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶) است و می‌تواند تا ۸۰ سانتی متر نیز برسد (استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴ به نقل از آکراتوس و همکاران، ۲۰۰۶).



استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳ -۲ - تالاب انسان ساخت با سطح آب آزاد

آب از بستر تالاب جریان و با دانه‌های خاک و اجزای گیاه تماس پیدا می‌کند و در نتیجه یک سری فرایندهای فیزیکی، زیستی و شیمیایی را ممکن می‌سازد که به تخریب و حذف آلاینده‌های گوناگون کمک می‌کند. با این حال، آب کم و بیش راکد، امکان پرورش پشه را افزایش می‌دهد. ثابت شده است که این تالاب‌هادر حذف مواد جامد معلق (SS) و اکسیژن بیوشیمیایی (BOD_5) موثرند. در این گونه تالاب‌ها، نرخ حذف نیتروژن، پاتوژن‌ها و آلاینده‌های دیگری مانند فلزات سنگین زیاد است، ولی حذف فسفر (P) محدود است (ویمازال، ۲۰۰۷ و استفانوکیس و همکاران، ۲۰۰۶). غلظت اکسیژن محلول (DO) در ستون آب از زیاد (نزدیک سطح) تا صفر (نزدیک کف) متغیر است. کاربردهای معمولی تالاب‌های انسان ساختِ با سطح آب آزاد شامل تصفیه پیشرفته پساب‌های ثانویه و تصفیه رواناب رگبارها است. این تالاب‌ها بطور معمول به مرحله پیش تصفیه فاضلاب خام اختصاص داده می‌شوند. این تالاب‌هادر مقایسه با انواع دیگر تالاب‌های انسان ساخت به مساحت بیشتری نیازمندند. در گونه‌های دیگر تالاب، محیط متخلخل و ریشه‌های گیاه تماس بیشتری را فراهم می‌کنند. این تالاب‌ها به سبب نیاز به زمین بیشتر، به سرمایه گذاری اولیه بیشتری نیز نیازمندند. به علت وجود سطح آب، این گونه تالاب‌هاشباهت بیشتری به تالاب‌های طبیعی دارند و از این رو می‌توانند زیستگاه حیات وحش بیشتری باشند(ویمازال و همکاران، ۱۹۹۸).

۳- ۲- ۵- تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی

۳- ۲- ۵ -۱- تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی افقی (HSF CWs)

این تالاب‌ها بسترهای شنی یا خاکی‌ای هستند که بطور معمول در آنها نی‌های معمولی کاشته می‌شود (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶). تفاوت اصلی آن‌ها با تالاب‌های با جریان آزاد FWS CW این است که هیچ سطح آبی در معرض هوا وجود ندارد؛ زیرا آب به صورت افقی در زیر سطح بستر از طریق منافذ محیط متخلخل و ریشه‌های گیاه جریان می‌یابد (ویمازال و همکاران، ۱۹۹۸). بنابراین، خطر سلامتی برای زیستگاه حیات وحش و انسان به کمترین مقدار خود می‌رسد. در این تالاب‌ها پشه پرورش نمی‌یابد. بستر، که شن یا مخلوطی از شن و ماسه است، از رشد گیاهان پشتیبانی می‌کند. عمق بستر، بسته به عمق ریشه گیاه، بین ۳۰ تا ۸۰ سانتی‌متر متغیر است. کف بستر، با یک لایه ژئوممبران نفوذ ناپذیر (شکل ۳- ۳) پوشیده می‌شود. به کف تالاب شیب کمی(بین ۱ تا ۳ درصد) داده می‌شود. اگر سیستم به درستی طراحی شده باشد، هیچ جریان سطحی قابل مشاهده نیست و با سازه خروجی مناسب، سطح آب در حدود ۵ تا ۱۵ سانتی متر زیر بستر حفظ می‌شود (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶). توزیع یکنواخت پساب یا زهاب ورودی در عرض بستر بسیار مهم است. برای این کار، تغذیه تالاب با کمک یک لوله سوراخ دار که در سراسر عرض بستر قرار داده می‌شود، تامین می‌گردد.

استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳ - ۳- تالاب انسان ساخت با جریان زیرسطحی افقی

این نوع تالاب‌هادر ایالات متحده بیشترین کاربرد را دارند و در اروپا نیز به طور معمول از آن‌ها استفاده می‌شود (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶). در مقایسه با تالاب‌های با جریان آزاد، هر چند که به مساحت کمتری نیاز دارند، لیکن هزینه‌های سرمایه‌گذاری آن‌ها بالاتر است. این تالاب‌هادر تصفیه فاضلاب شهری موثر هستند. وجود ریشه‌های گیاهی و محیط‌های متخلخل باعث توسعه بیوفیلم[۱] می‌شود که حذف مواد آلی (OM) و مواد جامد را افزایش می‌دهد، در حالی که حذف مواد مغذی (N و P) بطور معمول به سطوح پایین‌تری می‌رسد.

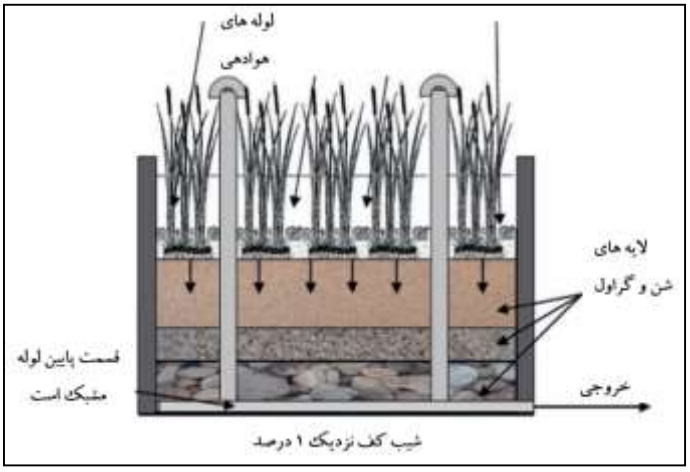
۳- ۲- ۵ -۲- تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی عمودی (VFCWs)

این تالاب‌هاابتدا توسط سیدل(۱۹۶۵) پس از سپتیک تانک‌های بی هوازی و پیش از تالاب‌های زیر سطحی افقی HSF CWs توسعه یافتند (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶). این تالاب‌ها دارای هزینه عملیاتی بالاتری هستند. افزایش تدریجی استفاده از تالاب‌های با جریان عمودی نتیجه درک این موضوع بود که تالاب‌های با جریان افقی توان انتقال اکسیژن (OTC) کمی‌برای نیازهای یک تصفیه ثانویه دارند. به همین ترتیب، توان اکسید کنندگی نیتروژن آمونیاکی (NH_4^+-N) را نیز محدود می‌کنند. نیاز به افزایش مقدار اکسیژنی که به بدنه تالاب می‌رسد، منجر به پژوهش‌های فشرده تر در مورد تالاب‌های با جریان عمودی VFCWs در دو دهه گذشته شده است. برتری اصلی تالاب‌های با جریان عمودی، به دلیل رژیم تغذیه کم و بیش آنی سطح بستر آن‌ها است. علاوه بر این، تالاب‌های با جریان عمودی نیاز به مساحت کمتری دارند که موجب می‌شود هزینه ساخت آن‌ها کمتر باشد. تالاب‌های با جریان عمودی VFCW در اروپا و به ویژه در دانمارک، اتریش، آلمان، فرانسه و بریتانیا و همچنین در ایالات متحده استفاده می‌شوند.

متداول‌ترین راه ساختن تالاب، قرار دادن یک بستر پر شده با لایه‌های گراول/شن است که با افزایش عمق، ذرات درشت تر شوند (ویمازال و همکاران، ۲۰۰۶) (شکل ۳-۴). عمق بستر از ۰/۴۵ تا ۱/۲۰

[۱] زیست لایه یا Biofilm اجتماعی از سلول های ریزجاندارانی است که به یک سطح چسبیده و لایه ای را تشکیل داده اند.

متر متغیر است. کف بستر دارای شیب کمی(۱تا ۲ درصد) است که امکان جمع آوری آب تصفیه شده و زهکشی واحد را فراهم می‌کند. همانند سایر انواع تالاب‌های انسان ساخت، قسمت زیرین با یک غشاء نفوذناپذیر پوشانده می‌شود. ممکن است قشر زیرین از بتن مسلح نیز ساخته شده باشد. بیشتر نی معمولی(Phragmites australis) مورد استفاده قرار می‌گیرد. در فرانسه در آن تغییرات کوچکی داده اند. در نسخه فرانسوی تالاب‌های با جریان عمودی VFCWs قسمت پیش تصفیه (شامل مخزن ته نشینی) حذف شده است. در عوض، محیط متخلخل بسترهای مرحله اول، در مقایسه با طراحی رایج در سایر کشورهای اروپایی و ایالات متحده، درشت تر است (استفانوکیس، ۲۰۱۴ به نقل از موله و همکاران، ۲۰۰۵).



استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳- ٤- تالاب با جریان زیرسطحی عمودی

حجم‌های بزرگ پساب روی سطح بستر ریخته می‌شود و در کل سطح تالاب پخش می‌شود. برای مدت کوتاهی ۳ تا ۵ سانتی‌متر آب در روی زمین می‌ماند و سپس به صورت عمودی توسط گرانش از طریق محیط متخلخل نفوذ کرده و زهکشی می‌شود. با پخش فاضلاب در سطح تالاب و حرکت آن به پایین، هوای محبوس شده به بیرون رانده می‌شود و هوای تازه جایگزین آن در درون بستر می‌شود و تهویه افزایش می‌یابد. تهویه با کمک لوله‌های هوادهی در بستر و همچنین با استفاده از

چرخه عملیات تناوبی مرطوب-خشک افزایش می‌یابد. این روش تغذیه در فرایند تصفیه مهم است، زیرا افزایش انتقال اکسیژن به بستر، شرایط هوازی بهتری را برای اکسیداسیون نیتروژن آمونیاکی (نیتریفیکاسیون) و تجزیه مواد آلی در مقایسه با تالاب‌های با جریان افقی فراهم می‌کند. با این حال، این شرایط برای نیترات‌زدایی مناسب نیست. زیرا نیترات‌زدایی در شرایط بی هوازی انجام می‌شود. در این گونه تالاب‌هاحذف فسفر محدود است زیرا زمان تماس بین محیط متخلخل و پساب به اندازه کافی طولانی نیست. از این گونه تالاب‌ها بیشتر برای تصفیه فاضلاب شهری و خانگی استفاده می‌شود. در این تالاب‌ها به دلیل هوادهی کافی، توان نیتریفیکاسیون بالاست. از این تالاب‌ها برای تصفیه سایر انواع پساب و بویژه آن‌هایی که غلظت نیتروژن آمونیاکی بالایی دارند، مانند شیرابه زباله‌های مدفون، فاضلاب لبنیات، و فاضلاب‌های فرآوری مواد غذایی استفاده می‌شود.

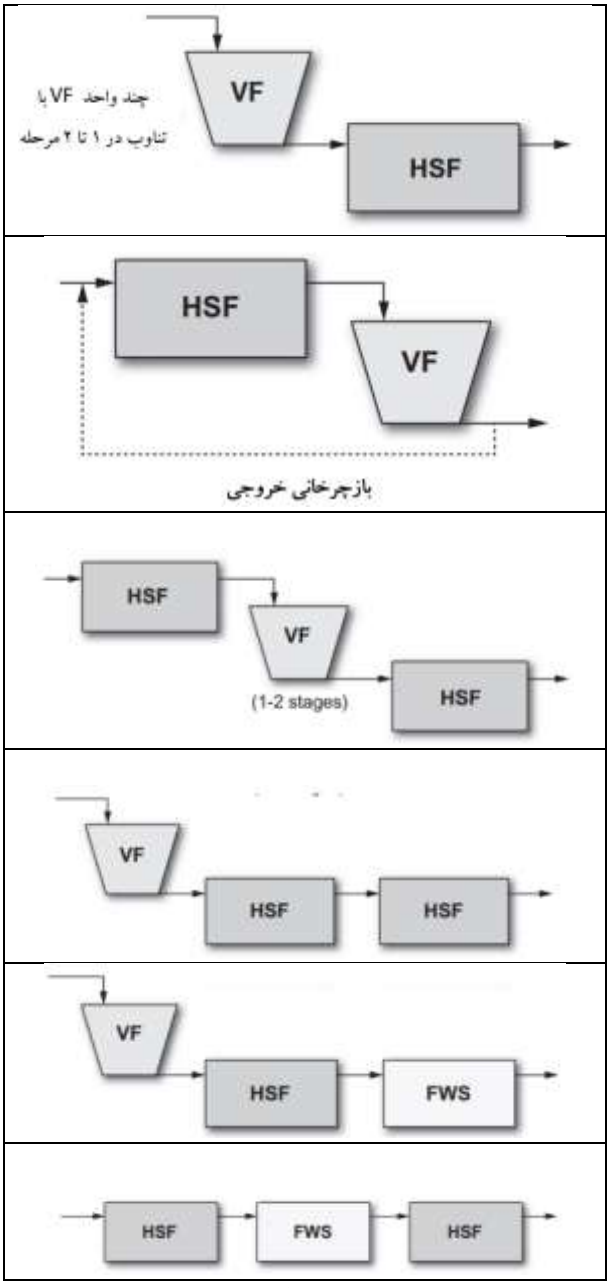
۳- ۲- ٦- تالاب‌های انسان ساخت ترکیبی

سیستم‌های هیبریدی ترکیبی از انواع گوناگون تالاب‌ها، به طور عمده تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی عمودی (VF CWs) و تالاب‌های انسان ساخت با جریان زیرسطحی افقی (HSF CWs)، با هدف بهبود کارایی کلی هستند. منظور این است که از مزایای یک نوع تالاب برای جبران معایب نوع دیگر استفاده شود. به عنوان نمونه، از سویی تالاب‌های افقی به دلیل اکسیژن رسانی محدود، ظرفیت نیتریفیکاسیون پایین‌تری دارند، و از سوی دیگر تالاب‌های عمودی به سبب تماس با هوا در نیتریفیکاسیون مؤثرتر هستند. از این رو می‌توان این دو نوع تالاب را با یکدیگر ترکیب کرد تا کارآیی این مجموعه افزایش یابد. نمونه دیگر این که تالاب‌های با جریان افقی، بر خلاف تالاب‌های با جریان عمودی، شرایط خوبی را برای نیترات‌زدایی فراهم می‌کنند. باز هم ترکیب این دو می‌تواند کارایی مجموعه را بهبود بخشد.

اولین تلاش برای ترکیب انواع گوناگون تالاب‌هاتوسط سیدل (۱۹۶۵) انجام شد. وی یک سیستم دو مرحله‌ای را طراحی کرد: تالاب‌های عمودی VF CWs موازی و سپس تالاب‌های افقی HSF CW سری. به طور کلی، دو نوع رایج از سیستم‌های ترکیبی وجود دارد:

- یک مرحله با واحدهای جریان عمودی به دنبال واحدهای با جریان افقی به صورت سری؛
- یک مرحله با جریان افقی و سپس واحدهای با جریان عمودی.

امروزه، اولین نوع، پرکاربردترین سیستم هیبریدی است. شکل ۳- ۵ ترتیب قرار گرفتن چند نوع از این ترکیب‌ها را نشان می‌دهد. اولین ترکیب شامل تالاب‌های با جریان عمودی است که در ابتدا به منظور حذف مواد آلی و مواد جامد معلق و همچنین برای فراهم کردن شرایط مناسب اکسیدکنندگی (نیتریفیکاسیون) برای نیتروژن آمونیاکی قرار می‌گیرند. در تالاب با جریان افقی که در پی آن می‌آید، شکل‌های گوناگون نیتروژن اکسید شده، نیترات‌زدایی می‌شوند، در حالی که همزمان حذف مقدار بیشتری از مواد آلی و مواد معلق صورت می‌گیرد. بر پایه مدل سیدل، دو مرحله اول شامل چندین واحد با جریان عمودی است که به صورت موازی کار می‌کنند، و سپس مرحله بعدی از دو یا سه واحد جریان افقی تشکیل می‌شود که آب نیم تصفیه شده از درون آن می‌گذرد (شکل ۳- ۵- ردیف اول). گونه‌های گوناگونی از این نوع با تعداد مراحل گوناگون، بسترهای متفاوت در هر مرحله، محیط‌های فیلتر گوناگون و انواع گوناگون پساب آزمایش شده است. ترکیب دوم شامل تالاب‌های با جریان افقی است که در پی آن تالاب‌های عمودی قرار دارند. بستر جریان افقی، در ابتدا برای حذف مواد آلی و مواد جامد معلق و برای نیترات‌زدایی و به دنبال آن یک سیستم جریان عمودی با سطح کوچکتر برای افزایش حذف مواد آلی و مواد جامد معلق و نیز فراهم کردن شرایط مناسب برای نیتریفیکاسیون قرار می‌گیرد. به دلیل افزایش غلظت نیترات در پساب جریان عمودی، در نتیجه اکسایش نیتروژن آمونیاکی، پساب باید دوباره به جریان ورودی افقی یا به مرحله پیش تصفیه (مخزن ته نشینی) بازگردانده شود تا به نیتروژن کل بالاتر برسد (شکل ۳ -۵ -ردیف دوم).



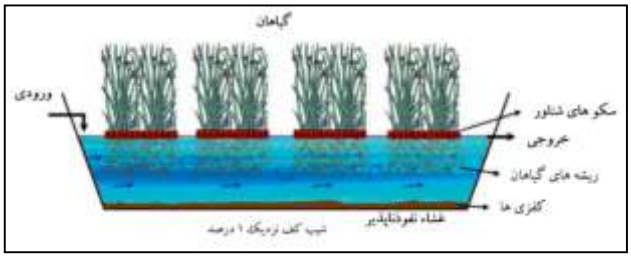
استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳- ۵- سامانه‌های ترکیبی تالاب‌های انسان ساخت

ثابت شده است که تالاب‌های ترکیبی در حذف آلاینده‌ها بسیار مؤثرند. ترکیبات گوناگون دیگری نیز در حال پژوهش هستند. مطالعاتی وجود داردکه ۱ تا ۴ مرحله تصفیه را به صورت سری با انواع تالاب‌ها، برای فاضلاب خانگی یا فاضلاب گلخانه‌ای بررسی می‌کند. در شکل ۳- ۵ تعداد دیگری از این تالاب‌های ترکیبی نشان داده شده است.

۳- ۲- ۷- تالاب‌های شناور (FTW)

تالاب‌های شناور یا جزایر شناور نشان دهنده پیشرفت جدیدی در زمینه تالاب‌های انسان ساخت هستند. ویژگی‌های اصلی آن‌ها شامل قطعاتی از تالاب‌هاو استخرها یا حوضچه‌ها است. تفاوت اساسی در مقایسه تالاب‌های شناور، با جریان سطحی افقی و جریان عمودی این است که گیاهان در محیط‌های متخلخل یا خاک مستقر نمی‌شوند، بلکه روی سکویی که روی آب شناور است (شکل ۳- ۶) کشت می‌شوند. این سکوهای شناور به طور معمول از پلاستیک ساخته می‌شوند تا در برابر شرایط گوناگون هیدرولیکی و محیطی مقاوم باشند و امکان رشد ماکروفیت‌های سربرآورده را فراهم کنند. این گونه‌های گیاهی، ریشه‌ای گسترده و متراکم در زیر سکو و داخل آب ایجاد می‌کنند. از آنجا که سکوها بر روی سطح آب آزاد شناور هستند، تحت تأثیر سطح آب متغیر در رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، کانال‌ها و غیره قرار نمی‌گیرند. همانند دیگر انواع تالاب‌ها، نقش گیاهان کم و بیش یکسان باقی می‌ماند. سیستم ریشه به گونه‌ای شرایط لازم را برای ایجاد زیست لایه فراهم می سازد و به عنوان یک فیلتر فیزیکی عمل می‌کند. گیاهان مواد مغذی را برای رشد خود بطور مستقیم از آب جذب می‌کنند. تالاب‌های شناور برای تصفیه آب رگبارها، فاضلاب خانگی، زهاب کشاورزی و فاضلاب اجرا شده اند.



استفانوکیس و همکاران، ۲۰۱۴

شکل ۳- ٦- تالاب شناور

۳- ۳- توان تبدیل نیتروژن در تالاب‌های انسان ساخت

حذف نیتروژن از آب از راه‌های ترسیب، جذب بوسیله گیاهان و تبدیل از طریق فعالیت میکروب‌ها انجام می‌شود. حذف نیتروژن محدود به این فرایندها نیست؛ ولی این مجموعه، بیشترین نقش را در حذف نیتروژن از محیط زیست دارد. یکی از مهم ترین فعالیت‌های زیستی، تبدیل نیترات‌ها به نیتریت‌ها و سپس به ترکیبات فرّار نیتروژن است. گونه‌های گوناگون تالاب توان یکسانی برای تبدیل شکل‌های گوناگون نیتروژن ندارند. جدول ۳- ۱ می‌تواند راهنمایی برای انتخاب نوع تالاب برای حذف نیتروژن باشد. به عنوان نمونه، چنانچه به نیترات‌زدایی بهای بیشتری داده شود، بجاست تالاب با جریان سطحی آزاد(HSSF) مورد توجه قرار گیرد.

۳- ۳- ۱- حذف نیتروژن کل و نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی در تالاب‌های انسان ساخت

برای طراحی تالاب‌ها باید به توان حذف ترکیبات نیتروژنی توجه کرد. جدول ۳-۱ توان تبدیل نیتروژن را در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت نشان می دهد. بدیهی است که عوامل زیادی در کارایی تالاب‌ها دخالت دارند و برای طراحی باید مبانی مناسبی انتخاب شود. جدول ۳-۲ میانگین کارایی حذف نیتروژن کل و جدول ۳-۳ میانگین حذف بار آلودگی در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت را نشان می دهند. در جدول ۳- ۴ میانگین کارایی حذف مجموع نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی نشان داده شده است.

جدول ۳- ۱- توان تبدیل نیتروژن در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت

فرایند		FFP با گیاهان شناور آزاد	FWS با سطح آب آزاد	HSSF با جریان زیرسطحی افقی	VSSF با جریان زیرسطحی عمودی
تبخیر - تصعید	Volatilization	کم	متوسط	صفر	صفر
آمونیاکی شدن	Ammonification	زیاد	زیاد	زیاد	زیاد
نیتریفیکاسیون	Nitrification	کم	متوسط	خیلی کم	خیلی زیاد
آمونیفیکاسیون نیترات	Nitrate-ammonification	؟	؟	؟	؟
نیترات‌زدایی	Denitrification	متوسط	متوسط	خیلی زیاد	خیلی کم
تثبیت نیتروژن	N_2 fixation	؟	؟	؟	؟
جذب میکربی	Microbial uptake	کم	کم	کم	کم
جذب گیاهی	Plant uptake	متوسط	کم	کم	کم
جذب آمونیومی	Ammonia adsorption	صفر	خیلی کم	خیلی کم	خیلی کم
دفن نیتروژن آلی	Organic nitrogen burial	خیلی کم	کم	کم	خیلی کم
آبشویی	Fragmentation and leaching	؟	؟	؟	؟
آناموکس (اکسیداسیون بی هوازی آمونیاک)	ANAMMOX	؟	؟	؟	؟

ویمازال، ۲۰۰۷

از جدول ۳-۱، به عنوان نمونه، چنین بر می‌اید که چنانچه هدف نیترات‌زدایی باشد، بجاست که تالاب با جریان زیرسطحی افقی (HSSF) مورد توجه قرار گیرد. از جدول ۳-۲ مشخص می‌شود

که از چنین تالابی می توان انتظار داشت که کارآیی ۴۲/۳ در صد را داشته باشد و از جدول ۳-۳ بر می آید که بطور معمول می تواند ۲۵۰ گرم بر متر مربع در سال را نیترات‌زدایی کند.

جدول ۳-۲- میانگین حذف نیتروژن کل در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت

نوع تالاب		واحد	کل نیتروژن ورودی	کل نیتروژن خروجی	کارایی (درصد)	تعداد در مطالعه
			غلظت			
با گیاهان شناور آزاد	FFP	$mg\ l^{-1}$	۱۴/۶	۶/۶	۵۴/۸	۱۴
با سطح آب آزاد	FWS	$mg\ l^{-1}$	۱۴/۳	۸/۴	۴۱/۲	۸۵
با جریان زیرسطحی افقی	HSSF	$mg\ l^{-1}$	۴۶/۶	۲۶/۹	۴۲/۳	۱۳۷
با جریان زیرسطحی عمودی	VSSF	$mg\ l^{-1}$	۶۸/۴	۳۷/۹	۴۴/۶	۵۱

ویمازال، ۲۰۰۷

جدول ۳- ۳ میانگین حذف بار آلودگی در انواع گوناگون تالاب‌های انسان ساخت

نوع تالاب		واحد	کل نیتروژن ورودی	کل نیتروژن خروجی	کل نیتروژن حذف شده	تعداد در مطالعه
با گیاهان شناور آزاد	FFP	$g\ m^{-2}\ yr^{-1}$	۸۳۸	۴۳۱	۴۰۷	۱۴
با سطح آب آزاد	FWS	$g\ m^{-2}\ yr^{-1}$	۴۶۶	۲۱۹	۲۴۷	۸۵
با جریان زیرسطحی افقی	HSSF	$g\ m^{-2}\ yr^{-1}$	۶۴۴	۳۹۴	۲۵۰	۱۱۳
با جریان زیرسطحی عمودی	VSSF	$g\ m^{-2}\ yr^{-1}$	۱۲۲۲	۵۹۲	۶۳۰	۴۲

ویمازال، ۲۰۰۷

۳- ٤- کشاورزی منبع اصلی آلودگی نیتروژن در آب و خاک

نیتروژن عنصری ضروری برای زراعت و باغبانی است. نیتروژن در حالی در کشاورزی به عنوان کود مورد استفاده قرار می‌گیرد که حوضه‌های آبریز نواحی کشاورزی را به منبع اصلی نیتروژن تبدیل می‌کند. این وضعیت اثرات زیانباری بر کیفیت آب‌های سطحی داخلی و ساحلی دارد. بدترین وضعیت، در پهنه‌های آبی با مغذی شدن روی می‌دهد. رسوب و معدنی شدن مواد آلی خاک، عوامل غیرقابل کنترلی هستند که آبشویی نیتروژن و تلفات آن را تنظیم می‌کنند. کاربرد کودها در مزارع کشاورزی را می‌توان در سطح مزرعه تنظیم کرد و مقدار نیتروژن را در خاک مستعد آبشویی پیش‌بینی کرد.

جدول ۳- ٤- میانگین حذف نیتروژن آمونیاکی و نیتروژن نیتراتی در انواع تالاب‌های انسان ساخت

نوع تالاب			ورودی	خروجی	کارآیی (درصد)	تعداد در مطالعه
			غلظت (میلی‌گرم در لیتر)			
با سطح آب آزاد	FWS	NH_4-N	۱۲/۹	٥/۸	٥٥/۱	٦٤
		NO_3-N	٥/٦	۲/۲	٦۰/۷	٥۷
با جریان زیرسطحی افقی	HF	NH_4-N	۳۸/۹	۲۰/۱	٤۸/۳	۱٥۱
		NO_3-N	٤/٤	۲/۹	۳۸/٥	۷۹
با جریان زیرسطحی	VF	NH_4-N	٥٥/۰	۸/۷	۸٤/۲	۸۰
عمودی		NO_3-N	۰/۷	۲٤/٤		٦۲
			بار آلودگی (گرم نیتروژن بر متر مربع در سال)		کل نیتروژن حذف شده	
با سطح آب آزاد	FWS	NH_4-N	۱۳۷	۷۱	٦٦	۷۲
		NO_3-N	۳٤	۱۸	۱٦	٤۷

نوع تالاب			ورودی	خروجی	کارآیی (درصد)	تعداد در مطالعه
با جریان زیرسطحی افقی	HF	NH_4-N	۳۸۸	۲۵۵	۱۳۳	۹۰
		NO_3-N	۹۸	٦۷	۳۱	٦٦
با جریان زیرسطحی عمودی	VF	NH_4-N	۷۸۰	۱۲۹	٦۵۱	٦۵
		NO3-N	۱۹/٦	۳۷٦		٤٦

ویمازال، ۲۰۰۷

تلاش‌هایی برای بهینه‌سازی استفاده از کودها صورت گرفته تا از طریق زمان‌بندی و مقدار مناسب کوددهی و با متعادل کردن نیتروژن داده شده به زمین با مقداری که گیاه جذب می‌کند، باقی‌مانده نیتروژن در خاک و تلفات آن را کمینه کند. هر چند شیوه‌های مدیریتی جدیدی که برای کاهش تلفات نیتروژن در سطح مزرعه ارائه شده اند اهمیت زیادی دارند، لیکن برای کاهش تلفات نیتروژن و حفاظت از آب‌های سطحی کافی نیستند.

تلفات نیتروژن، به‌ویژه هنگامی‌روی می‌دهد که مقدار نیتروژن مازاد یا ذخیره شده در خاک زیاد باشد. چالش مهم، یافتن تعادل مناسب بین دسترسی به نیتروژن از یک سو، و رشد محصول با کاربرد کود، از سوی دیگر است؛ به نحوی که تولید بهینه شود و آبشویی نیتروژن کمینه گردد. توزیع ناهمگن نیتروژن در مزارع کشاورزی این چالش را پیچیده تر می‌کند. بنابراین، مشکل اصلی، استفاده بیش از اندازه از کودها و در نتیجه وجود مازاد نیتروژن در خاک است.

کشاورزی از دیرباز منبع بزرگ نیتروژن برای آب‌های سطحی و عامل اصلی اوتروفیکاسیون شناخته می‌شد. از آن زمان، تلاش شد تا در مزارع برای کاهش تلفات نیتروژن از شیوه‌های مناسب مدیریتی استفاده شود. بیشتر این کارها در حوضه‌هایی بود که در زمین‌های کشاورزی آن زهکش زیرزمینی نصب شده بود. زهکش‌ها انتقال نیتروژن را سرعت می‌بخشند، در نتیجه حذف طبیعی به کمترین مقدار می‌رسد. در این زمینه، تالاب‌های ساخته‌شده با جریان سطحی، به‌ویژه به‌عنوان یک راهکار

کنار مزرعه، زهاب خارج شده از زهکش‌های زیرزمینی را از خود می‌گذرانند تا بار آلودگی نیتروژن آن کاهش یابد. تالاب‌هاآب ورودی را در حوضچه‌های بزرگ جمع می‌کنند تا زمان ماند هیدرولیکی را طولانی کنند؛ تا اندازه‌ای که با فرایندهای بیوژئوشیمیایی بین آب، خاک، رسوبات، گیاهان و جانداران ریز و درشت بتوانند نیتروژن را حذف کنند.

از میان انواع تالاب‌های گفته شده، تالاب‌های با جریان سطحی، بیشترین کاربرد را در تصفیه زهاب زیرزمینی دارند. از این رو، در اینجا به این نوع تالاب به طور ویژه توجه خواهد شد.

۳- ۵- تصفیه زهاب با استفاده از تالاب‌های با جریان سطحی

تالاب‌های با سطح آب آزاد (FWS) به تالاب‌هایی گفته می‌شود که سطح آب آن در مجاورت هوا قرار دارد. بیشتر تالاب‌های طبیعی، در حقیقت تالاب‌های با سطح آب آزاد (FWS) هستند، مانند آن‌هایی که از خزه‌های گیاهی، درختان و درختچه‌ها، علف‌های گیاهی اولیه و ماکروفیت‌های سربرآورده پوشیده شده اند. سال ها مشاهده بهبود کیفیت آب در تالاب‌های طبیعی منجر به توسعه آن‌ها شد. تالاب‌های انسان ساخت به تقلید از تالاب‌های طبیعی، برای بهبود کیفیت آب و بهره گیری از مزایای زیستگاهی در زیست‌بوم‌ها ساخته می‌شوند. بیشتر تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد برای تصفیه فاضلاب طراحی شده و در حقیقت، مرداب هستند. در این تالاب‌ها، آب بر روی سطح خاکی با پوشش گیاهی از نقطه ورودی به نقطه خروجی جریان دارد. در برخی موارد، آب به طور کامل در اثر تبخیر و تعرق و نشت در داخل تالاب ناپدید می‌شود.

نمونه‌های زیادی از استفاده از تالاب‌های طبیعی برای تصفیه فاضلاب در ایالات متحده وجود ندارد. از آنجا که تخلیه به تالاب طبیعی محدودیت‌هایی از دیدگاه محیط زیست دارد، از این تالاب‌ها تنها برای تصفیه پیشرفته[1] یا تصفیه درجه سه استفاده می‌شود. اهداف طراحی برای تالاب‌های انسان ساخت، از تصفیه اولیه تا پیشرفته و/یا ترکیب با زیستگاه‌های حیات وحش و گردشگاه‌های

1 Advanced Wastewater Treatment (AWT)

عمومی‌متغیر است. در امریکا، اندازه این تالاب‌ها از واحدهای کوچک تانک‌های سپتیک برای تصفیه پساب خانگی تا واحدهای بزرگ ۲۰ هزار هکتاری متغیر است. تالاب‌هایی که برای تصفیه فاضلاب شهری در ایالات متحده طراحی شده اند از کمتر از ۴ متر مکعب در روز تا بیش از ۷۵ هزار متر مکعب در روز ظرفیت دارند. تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد از یک یا چند حوضچه یا کانال کم‌عمق تشکیل شده اند. برای جلوگیری از نشت آب آلوده به آب‌های حساس زیرزمینی، کف آن‌ها کم نفوذ یا نفوذ ناپذیر می‌شود. خاک درون تالاب چندان متراکم نیست تا بتواند از ریشه‌های گیاهان سربرآورده پشتیبانی کند. هر تالاب دارای سازه ورودی و خروجی مناسب برای اطمینان از توزیع یکنواخت و جمع آوری پساب است. متداول‌ترین پوشش‌های گیاهی سربرآورده در این تالاب‌ها عبارتند از (.Typha spp) cattail، (.Scirpus spp) bulrush، و نی (.Phragmites spp). در تالاب‌هایی که در درجه نخست برای تصفیه طراحی شده اند، تنها از یک یا دو گونه برای کاشت استفاده می‌شود. تاج پوشش گیاهان سر برآورده، سطح آب را سایه می‌اندازد، از رشد و ماندگاری جلبک ها جلوگیری می کند و تلاطم ناشی از باد را کاهش می‌دهد. شاید مهم ترین قسمت‌های آن گیاهان زنده غوطه ور، گیاهان مرده ایستاده و بستر انباشته شده از گیاهان دوره قبل باشد. این سطوح غوطه‌ور شده، بستر فیزیکی لازم برای ارگانیسم‌های رشد که مسئول بسیاری از تصفیه‌های زیستی هستند را فراهم می کنند. عمق آب در بخش‌های پوشش گیاهی این سیستم‌ها از کمتر از ۱۰ تا بیشتر از ۶۰ سانتی متر متغیر است.

ورود آب به این تالاب‌ها در سطحی گسترده ولی کم عمق در ناحیه گیاهان سربرآورده انجام می‌شود. سرعت کم و آرام آب، امکان حذف ذرات معلق را در قسمت جلویی تالاب فراهم می کند. این مواد که به عنوان جامدات معلق کل[1] شناخته می‌شوند، حاوی اجزای بیوشیمیایی اکسیژن (BOD)، اشکال ثابت نیتروژن کل (TN) و فسفر کل (TP) و نیز مقادیر بسیار کمی‌از فلزات و مواد پیچیده‌تر هستند. اکسیداسیون یا احیای این ذرات، اشکال محلولBOD ، TN و TP را در محیط

1 Total Suspended Solids (TSS)

تالاب آزاد می‌کند که به خاک می‌چسبند و یا توسط جمعیت میکروبی و گیاهی فعال در سراسر تالاب حذف می‌شوند. اکسیژن در سطح آب، میکروسیت‌های روی گیاهان زنده، و روی سطوح ریشه و ریزوم موجود است که امکان فعالیت هوازی را در تالاب فراهم می‌کند. با این حال، عاقلانه است که فرض کنیم که بخش بزرگی از مایع درون تالاب بدون اکسیژن یا بی هوازی است. کمبود اکسیژن می‌تواند حذف زیستی نیتروژن آمونیاکی (NH_3/NH_4-N) از طریق نیتریفیکاسیون را محدود کند، لیکن تالاب همچنان برای حذفBOD ، TSS، فلزات کمیاب و برخی مواد آلی پیچیده موثر است، زیرا برای تصفیه آب، هر دو شرط هوازی و بی هوازی بودن محیط لازم است.

اگر هدف پروژه حذف نیتروژن و/یا افزایش زیستگاه حیات وحش باشد، باید به ناحیه پوشش گیاهی سربرآورده در آب کم عمق همراه با مناطق با پوشش گیاهی غوطه ور درآب عمیق (بیشتر از ۱/۸ متر) توجه شود. این مناطق، از سویی سطح آبی مجاور هوا دارند و شرایط را برای هوادهی جوّی فراهم می‌کنند، و از سوی دیگر پوشش گیاهی غوطه‌وری دارند که اکسیژن بیشتری را برای نیتریفیکاسیون تولید می‌کنند. مناطق عمیق‌تر آب نیز انواع زیادی از حیات‌وحش، به‌ویژه اردک‌ها و دیگر پرندگان آبی را جلب و از آن‌ها پشتیبانی می‌کنند.

در طراحی، زمان ماند هیدرولیک (HRT) در مناطق آبی کم عمق باید به نزدیک سه روز محدود شود تا از پیدایش دوباره جلبک ها پیش‌گیری شود. چنین تالاب‌هایی باید همیشه با مناطق دارای پوشش گیاهی سربرآورده کم عمق شروع و با همین نوع گیاهان به پایان برسند تا از نگه داشت و تصفیه ذرات معلق اطمینان حاصل شود و مسموم شوندگی حیات وحش در این مناطق به کمترین مقدار برسد.

هنوز هم دیده می‌شود که این تاسیسات در حوضه‌های آبریز عملکرد مطلوب ندارند. از این رو، هنوز به صرفه بودن آن‌ها جای تردید دارد. برای ارزیابی عملکرد این سامانه‌ها، پی بردن به مقدار نیتروژن حذف شده کافی نیست؛ بلکه باید هزینه‌های کوتاه مدت و بلند مدت آن نیز مشخص باشد. کاربرد موفقیت آمیز تالاب‌های با جریان سطحی ممکن است برخی تغییرات در کارهای کشاورزی و تولید را ایجاب کند.

در ادامه، ابتدا تالاب‌های با جریان سطحی واقع در کناره حوضه‌های کشاورزی دارای زهکشی زیرزمینی، که برای حذف نیتروژن درست شده اند توصیف می‌گردند. پس از آن در مورد عوامل موثر بر عملکرد، علل تغییرپذیری و فرایندهای مرتبط با آن بحث می‌شود. سپس نقاط قوت و محدودیت‌های آن‌ها در تصفیه نیتروژن برجسته می‌شود؛ و در پایان نتایج قابل قبولی را برای شرایط خاص پیشنهاد می‌کند.

این فصل به روش‌های دیگری که در کنار مزرعه برای نیترات‌زدایی مورد استفاده قرار می‌گیرند، مانند بیوراکتورهای تراشه چوب و بافرهای نواری تمرکز ندارد، بلکه تنها بر استفاده از تالاب‌های با جریان سطحی به عنوان راهکاری برای افزایش زمان ماند هیدرولیک و بهبود حذف نیتروژن متمرکز می‌شود. در این بررسی بیشتر به زهاب حاصل از زهکشی زیرزمینی پرداخته می‌شود.

۳- ٦- اصلاحات رایج در تالاب‌های با جریان سطحی

در برخی کشورها و بویژه در ایالات متحده، انجام پیش تصفیه، قبل ازرسیدن پساب به تالاب معمول است. کمترین سطح بهبود کیفیت پساب، معادل تصفیه اولیه‌ای است که می‌تواند با مخازن سپتیک یا با حوضچه‌های عمیق با زمان ماند کوتاه به دست آید. در امریکا ۴۵ درصد از تالاب‌های در حال کار از پیش تصفیه استفاده می‌کنند. برخی نیز در پایان کار تصفیه، آن را به مرحله‌ای مانند آنچه که در پیش تصفیه گفته شد باز می‌گردانند.

در مناطق خشک ایالات متحده، از تالاب‌هایی که آبی از آن‌ها خارج نمی‌شود (بی خروجی) نیز استفاده می‌شود. در این گونه تالاب‌ها، بخشی از آب از طریق ترکیبی از نشت و تبخیر و تعرق از بین می‌رود. در این سیستم‌ها باید نمک ها و سایر موادی که ممکن است برای حیات وحش یا گیاهان زیانبار باشند مورد پایش قرار گیرند. در حالی که فراری دادن حیات وحش از تالاب‌هاغیرممکن است، عاقلانه است که حضور آن‌ها را تا زمانی که کیفیت آب به سطوح تصفیه ثانویه نزدیک شود، به کمترین مقدار رساند. این کار را می‌توان با محدود کردن مناطق آب آزاد به

بخش آخر سیستم و استفاده از توده‌های متراکم از پوشش گیاهی سربرآورده در قسمت جلویی تالاب انجام داد. انتخاب پوشش گیاهی با ارزش غذایی کم برای حیوانات یا پرندگان نیز ممکن است کمک کند. در آب و هوای سردتر یا جایی که زمین‌های بزرگی برای حذف نیتروژن در تالاب در دسترس نیست، می‌توان یک سیستم تالاب کوچکتر برای حذف BOD/TSS طراحی کرد. حذف نیتروژن را می‌توان با یک فرایند جداگانه به دست آورد. تالاب‌های فصلی بیشتر در آب و هوای بسیار سرد مورد استفاده قرار می‌گیرند. در تالاب‌های فصلی، فاضلاب در ماه‌های زمستان در یک تالاب کوچک نگهداری می‌شود و در طول ماه‌های گرم تابستان با سرعتِ کنترل شده به تالاب اصلی تخلیه می‌شود.

۳- ۷- نیاز به بازیابی خدمات زیست‌بوم در کنار مزرعه[۱]

در قرن گذشته، به منظور فراهم آوردن امکان گسترش و توسعه کشاورزی، مناطق آب مانده بزرگی زهکشی مصنوعی شده اند. این فرایند به تبدیل تالاب‌ها و زمین‌های پیت به مزارع کشاورزی انجامید که نه تنها رژیم هیدرولوژیکی را مختل کرد، بلکه به تدریج ظرفیت طبیعی منطقه برای کاهش بار نیتروژنی که از ارتفاعات به آب‌های سطحی پایین دست می‌رسیدند، نیز کاهش یافت. افزون بر این، با زهکشی و شیوه‌های کشاورزی مرسوم مانند روش خاکورزی و نکاشت گذاشتن زمین برای مدتی از سال، مقدار نیتروژن مستعد آبشویی، به ویژه در خاک‌های سرشار از مواد آلی افزایش یافت.

پرسش این است که چرا باید مطالعه تلفات نیتروژن در سطح حوضه آبریز، و نه تنها در سطح مزرعه، انجام شود؟ پاسخ را باید در ظرفیت خودپالایی منطقه، پویایی پیچیده مکانی-زمانی تلفات نیتروژن ناشی از زهکشی زیرزمینی و محدودیت‌های اجرای شیوه‌های مدیریت در مقیاس مزرعه جستجو

---

۱ راهکارهای کنار مزرعه به روش هایی گفته می‌شود که برای بهبود کیفیت زهاب و در پی آن ذخیره مقدار بیشتری از کربن در خاک، کمک به گرده افشانی، بهبود تنوع زیستی گیاهی و جانوری و.... به کار می‌روند. این راهکارها می توانند تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد، بیوراکتورهای نیترات‌زدایی، زهکشی کنترل شده، مناطق بافر اشباع و بافرهای نواری ترکیبی و... باشند.

کرد. بیشتر این سامانه‌ها با کمک تالاب‌های طبیعی نیتروژن را حذف می‌کنند. تالاب‌ها، افزون بر این، به کنترل سیل کمک می‌کنند و تنوع زیستی را بهبود می‌بخشند. این سامانه‌ها به طور معمول در کناره‌های حوضه‌های کشاورزی قرار می‌گیرند. نقش اساسی آن‌ها با افزایش زمان ماند هیدرولیک ایفا می‌شود؛ به طوری که حذف ذرات محلول و بخش‌های باقی‌مانده از ذرات و نیز نیتروژن آلی موجود در زهاب می‌تواند از طریق راهکارهایی کم‌هزینه حذف شود و یا کاهش یابد. این فرایند در بیشتر موارد با بزرگ‌تر کردن سطح تالاب و در نتیجه با کاهش سرعت جریان آب به دست می‌آید. پیامد این کار، ته نشین شدن ذرات است. همچنین اندرکنش زیادی در چرخه بیوژئوشیمیایی نیتروژن بین آب، خاک، رسوبات، گیاهان، جانداران و ریزجانداران پدیدار می‌شود. در این مرحله، دو راهکار حذف نیتروژن صورت می‌گیرد. این عوامل راهکارها عبارتند از: جذب و ذخیره‌سازی نیتروژن به شکل‌های آلی توسط عوامل زیستی موجود و نیترات‌زدایی که به در دسترس بودن کربن و شرایط بی هوازی بستگی دارد. تالاب‌های جریان سطحی به طور معمول در محیطی دارای گیاهان آبدوست (هیدروفیت) و خاک‌های هیدریک[1] وجود دارند. هر دو این شرایط به موفقیت تالاب‌ها در از میان برداشتن نیتروژن کمک می‌کنند. در نتیجه، استفاده از روش‌های مقرون به صرفه کنار مزرعه در پایانه شبکه‌های زهکشی ضروری است تا اثرات ورود نیتروژن به آب‌های سطحی را کاهش دهند. این اقدامات به طور معمول در نقاط پیدایش بحران توصیه می‌شوند. همان طور که گفته شد زمان ماند هیدرولیک، عامل کلیدی در تنظیم حذف نیتروژن است. از این روست که در درجه اول جریان آب در زهکشی زیرزمینی باید کند شود. سامانه‌هایی که از این رویکرد استفاده می‌کنند، شامل تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی، تالاب‌های بازسازی‌شده طبیعی و زهاب‌برها هستند که زهاب زهکش‌های زیرزمینی یک حوضه را جمع‌آوری می‌کنند تا فرایندهای بیوژئوشیمیایی

---

۱ خاک هایی دارای آب زیاد.

در نهایت منجر به حذف نیتروژن شود. این سامانه‌ها برای دهه‌ها به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته اند و اثبات شده است که برای کاهش مناسب بار نیتروژن از زهکش زیرزمینی مناسبند.

۳- ۸- عملکرد تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی

تالاب‌های با سطح آب آزاد، به ویژه اگر حذف نیتروژن یا فسفر در آن‌ها مورد نظر باشد، به مساحت زیادی نیاز دارند. این گونه تالاب‌ها به تجهیزات مکانیکی، انرژی و کارکنان ماهرکمی‌نیازمندند. تالاب‌های با سطح آب آزاد می‌توانند در جایی که زمین مناسب با هزینه معقول در دسترس باشد، بهترین گزینه تصفیه باشند. این تالاب‌ها زیستگاه مناسبی برای حیات وحش هستند و ارزش‌های گردشگری را افزایش می‌دهند. تالاب‌های با سطح آب آزاد، تقاضای اکسیژن زیستی (BOD)، تقاضای اکسیژن شیمیایی (COD) و جامدات معلق (TSS) را حذف می‌کنند. لیکن با زمان ماند هیدرولیکی طولانی، خود آن‌ها می توانند مقادیر کمی‌نیتروژن و فسفر تولید کنند. در این تالاب‌ها، فلزات نیز حذف می‌شوند و می‌توان کلیفرم‌های مدفوعی را تا نزدیک ده برابر کاهش داد. این تالاب‌ها، افزون بر فاضلاب شهری، می‌توانند برای تصفیه زهاب معادن، رگبارهای شهری، رواناب و زهاب کشاورزی، ضایعات دام و طیور و شیرابه‌های دفن زباله به کار گرفته شوند. از آنجایی که آب در این تالاب‌ها در دسترس انسان‌ها و حیوانات است، فاضلاب نیمه تصفیه شده ممکن است برای استفاده در خانه‌ها، پارک ها، زمین‌های بازی یا تاسیسات عمومی‌مشابه مناسب نباشد (سازمان حفاظت محیط زیست امریکا، ۲۰۰۰).

۳- ۹- مزایا و معایب تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی

برخی از مزایا و معایب تالاب‌های با سطح آب آزاد در زیر ذکر شده است:

۳- ۹- ۱- مزایا

- تالاب‌هابه تجهیزات مکانیکی، انرژی و اپراتور ماهر نیاز چندانی ندارند؛

- تالاب‌ها ممکن است هزینه ساخت کمتری داشته باشند. هزینه بهره برداری و نگهداری آن‌ها کمتر از سیستم‌های تصفیه مکانیکی معمولی است؛
- در تمام طول سال، عملیات تصفیه ثانویه در همه مناطق، به جز در سردترین اقلیم‌ها، امکان پذیر است؛
- عملیات در تمام طول سال برای تصفیه پیشرفته در آب و هوای گرم تا معتدل امکان پذیر است؛
- تالاب‌ها ا رزش بیشتری به "فضای سبز" منطقه می‌دهند و زیستگاه حیات وحش و فرصت‌های گردشگری عمومی را فراهم می‌آورند؛
- تالاب‌هاهیچ گونه مواد جامد زیستی یا لجن باقیمانده‌ای از خود به جای نمی‌گذارند که نیاز به تصفیه و دفع بعدی داشته باشد؛ و
- حذف BOD، TSS، COD، فلزات و مواد آلی ماندگار در فاضلاب شهری با زمان نگهداری معقول می‌تواند بسیار موثر باشد. حذف نیتروژن و فسفر نیز می‌تواند با مدت زمان نگهداری طولانی تر موثر باشد.

۳- ۹- ۲- معایب

- مساحت زمین مورد نیاز برای تالاب‌هامی‌تواند بزرگ باشد، به ویژه اگر افزون بر نیتروژن حذف فسفر نیز مورد نظر قرار گرفته باشد؛
- حذف BOD، COD و نیتروژن فرایندهای زیستی هستند و پیوسته قابل تجدید هستند. فسفر، فلزات و برخی مواد آلی پایداری که در تالاب حذف می‌شوند، در رسوبات تالاب باقی می‌مانند و با گذشت زمان انباشته می‌شوند؛
- در آب و هوای سرد، دمای پایین زمستان، حذف BOD و واکنش‌های زیستی مسئول نیتریفیکاسیون و نیترات‌زدایی را کاهش می‌دهد. افزایش زمان ماند می‌تواند این کاهش را

جبران کند، لیکن بالا آمدن بیش از اندازه سطح تالاب در آب و هوای بسیار سرد ممکن است مقرون به صرفه یا از نظر فنی امکان‌پذیر نباشد؛

- بخش بزرگی از آب در بیشتر تالاب‌های انسان ساخت، بدون اکسیژن است و توان نیتریفیکاسیون زیستی سریع آمونیاک را محدود می‌کند. افزایش گستره تالاب و در نتیجه زمان ماند، ممکن است جبران کننده این محدودیت باشد، لیکن ممکن است دیگر مقرون به صرفه نباشد؛
- پشه‌ها و سایر حشرات ناقل می‌توانند مشکل ساز باشند؛
- اگر فرودگاه در نزدیکی تالاب باشد، می‌تواند بر جمعیت پرندگان اثر نامطلوبی داشته باشد؛
- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد می‌توانند کلیفرم‌های مدفوعی از فاضلاب‌های شهری را دست کم به یک دهم برسانند. ممکن است این پساب‌ها هنوز برای استفاده مناسب نباشند و نیاز به ضدعفونی تکمیلی وجود داشته باشد. پرندگان و سایر حیات وحش در تالاب، خود نیز کلیفرم‌های مدفوعی تولید می‌کنند.

۳- ۱۰- کارایی تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی

مطالعات دهه‌های گذشته نشان داده‌اند که اجرای تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی در کنارحوضه‌های آبریزکشاورزی که دارای زهکش زیرزمینی هستند، راهکاری عملی برای کاهش بارنیتروژن، به ویژه در مناطق اصلی بحران است. این امر منجر به استفاده گسترده از این تالاب‌هادر طرح‌های بزرگ ملی برخی از کشورها شده است. بنابراین، تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی، سامانه‌هایی استراتژیک هستند که در مناطقی ساخته می‌شوند که پیش از آن هیچ تالاب طبیعی در آن وجود نداشته است. تالاب‌هابرای هدف قرار دادن حوضه‌های جداگانه طراحی می‌شوند؛ ولی در صورت استفاده جمعی، پتانسیل زیادی برای کاهش مشکلات حوضه‌های آبریز بزرگ را هم دارند.

در حال حاضر مطالعات زیادی انجام شده که مقادیر گوناگون حذف نیتروژن در تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی را نشان می‌دهند. به طور کلی کارایی این سامانه‌ها تا اندازه زیادی به بار نیتروژن در زهکش زیرزمینی، آب و هوا و طراحی تالاب‌ها بستگی دارد. همه این عوامل در تنظیم زمان ماند هیدرولیکی در سامانه نقش دارند. تفاوت بین ویژگی‌های هر حوضه آبریز و نیز تغییرات فصلی و سالانه آن‌ها بر عوامل بالا تأثیر می‌گذارند. در نتیجه، عملکرد تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی در درون هر تالاب و بین تالاب‌هاب سیار گوناگون است. این گوناگونی، تخمین‌ها را برای حذف نیتروژن پیچیده می‌کند و منجر به تغییرات گسترده در نرخ حذف ($gr.\ m^{-2}.\ yr^{-1}$) و کارآیی حذف نیتروژن (درصد) در داخل و بین تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی می‌شود. بنابراین، به منظور درک عملکرد تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی، ارزیابی تأثیر هیدروشیمی، هیدرولوژی و بیوژئوشیمی‌ضروری است. این کار با ترکیبی از افزایش زمان ماند هیدرولیکی و فرایندهای بیوژئوشیمیایی به دست می‌آید. استفاده روزافزون از این گونه تالاب‌ها، و پژوهش‌های فزاینده‌ای که در این باره صورت گرفته، توانایی تالاب را در حذف نیتروژن تأیید می‌کند؛ هر چند که آشکارا مشخص می‌کند که طراحی سامانه، ویژگی‌های حوضه محلی، از جمله بار نیتروژن و آب و هوا در عملکرد آن‌ها تاثیر زیادی دارند.

۳- ۱۰- ۱- سرعت حذف نیتروژن

در درجه اول مهم است بدانیم که تالاب‌هاچگونه به بار نیتروژنی که از زهکش زیرزمینی می‌رسد، پاسخ می‌دهند. بزرگ شدن سطح تالاب، بار نیتروژن را کاهش می‌دهد (دقت: بار در واحد سطح است).

$$\text{بار نیتروژن (گرم بر متر مربع در سال)} = \frac{\text{غلظت نیتروژن (گرم بر متر مکعب)} \times \text{حجم زهاب (متر مکعب در سال)}}{\text{مساحت تالاب (متر مربع)}}$$

$$\text{نیتروژن خارج شده (گرم بر متر مربع در سال)} = \text{بار نیتروژن (گرم بر متر مربع در سال)} - \text{نرخ حذف نیتروژن (گرم بر متر مربع در سال)}$$

بنابراین، نرخ حذف نیتروژن ارتباط مستقیمی‌با غلظت نیتروژن ورودی به تالاب دارد. با حذف نیتروژن، بار آلودگی آن کم می‌شود و به این ترتیب، سرعت حذف نیز کاهش می‌یابد.

شکل ۳-۷ نشان دهنده رابطه نرخ حذف و بارآلودگی نیتروژن در تالاب است. این منحنی با استفاده از نتایج پایش مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی به دست آمده است (مندز، ۲۰۲۰). بنابراین، افزایش بار نیتروژن تمایل به افزایش نرخ حذف دارد و تالاب‌هایی که بار نیتروژن بالاتری دریافت می کنند، کارآیی بیشتری دارند.

بار نیتروژن وارد شده به تالاب‌ها بسته به بار نیتروژن در زهاب (یعنی جریان آب و غلظت نیتروژن) و مساحت تالاب متفاوت است. گاهی نیز گزارش شده است که غلظت نیتروژن با مقدار جریان آب تا آستانه مشخصی رابطه‌ای مستقیم و در عین حال ناپایدار دارد.

بررسی مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی، گویای این است که عملکرد تالاب‌هابسیار گوناگون است. به عنوان نمونه، دامنه تغییرات در غلظت نیتروژن از ۳/۴ تا ۳۰/۰ با میانه ۱۰/۴میلی گرم در لیتر متغیر است که موجب می‌شود تا بار آلودگی نیتروژن دامنه بسیار گسترده‌ای بین ۲ تا ۲۳۳۸ با میانه ۱۸۱ گرم بر مترمربع در سال داشته باشد. با این اعداد و ارقام و با توجه به همبستگی قوی‌ای که بین سرعت حذف نیتروژن و بار آلودگی نیتروژن وجود دارد، دامنه حذف نیتروژن بین ۱ تا ۴۵۲ با میانه ۵۵ گرم در مترمربع در سال نتیجه می‌شود. اگرچه بار نیتروژن عاملی مهم برای تعیین نرخ حذف نیتروژن به نظر می‌رسد، لیکن بررسی تالاب‌هاگویای تفاوت زیاد بین عملکرد آن‌هاست. شاید عملکرد شکل‌های متفاوت یون‌های نیتروژن (نیتروژن کل، نیترات، آمونیوم و نیتروژن آلی) عامل این تفاوت‌ها باشد. اگرچه بار نیتروژن عاملی مهم برای تعیین نرخ حذف نیتروژن به نظر می‌رسد، لیکن بررسی تالاب‌ها، گویای تفاوت زیاد بین عملکرد آن‌هاست. در میان شکل‌های گوناگون یون نیتروژن، نیتروژن کل بیشترین همبستگی را با نرخ حذف دارد (ضریب همبستگی ۰/۴۶). حتی این همبستگی نیز به اندازه کافی قوی نیست. در هر حال، دامنه تغییرات به اندازه‌ای گسترده است که شاید بتوان گفت هنوز نمی‌توان به آن‌ها اعتماد کافی داشت.

در مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی، نیترات از نظر بار آلودگی نیتروژن، غلظت و نرخ حذف نسبت به سایر اشکال نیتروژن، در بیشتر موارد، برتر است. خوشبختانه در زهاب نیز درصد یون نیترات به مراتب بیشتر از شکل‌های دیگر نیتروژن است.

آمونیوم و نیتروژن آلی، بطور معمول کمتر از یک چهارم بار کل نیتروژن را تشکیل می‌دهند(جدول ۳-۵). آمونیوم و نیتروژن آلی غلظت کمتری دارند و مقدار آن‌ها به ترتیب کمتر از ۰/۵ و ۲/۰ میلی‌گرم در لیتر است. بار آمونیوم ورودی به تالاب بطور معمول کمتر از ۱۰ گرم بر متر مربع در سال است. بار نیتروژن آلی در میان تالاب‌هابین ۰ تا ۳۶۰ گرم بر متر مربع در سال متغیر است.

در برخی از مطالعات گفته شده که نوسان‌های مقدار نیتروژن آلی می‌تواند با نوسان‌های جریان آب مرتبط باشد. عملکرد تالاب‌هابرای حذف آمونیوم، تغییرات اندکی دارد (۵ تا ۸ گرم بر متر مربع در سال)، در حالی که این دامنه تغییرات در مورد نیتروژن آلی بسیار زیاد است.

مطالعات دیگری نیز که بر روی حذف نیتروژن انجام شده، نقش اصلی نیترات را بر روی عملکرد کلی سامانه تایید می‌کند. این مطالعات نشان می‌دهد که انتظار می‌رود درصد بالاتر نیترات از کل یون نیتروژن در ورودی تالاب، نرخ حذف نیتروژن را افزایش دهد. تالاب‌هایی که زهاب زیرزمینی کشاورزی دریافت می‌کنند، درصد نیترات آن‌ها به طور معمول بالاتر از ۷۰ درصد است (جدول ۳-۵) که استفاده از تالاب‌هارا برای حذف نیتروژن نیتراتی تایید می‌کند.

غلظت نیتروژن در ورودی و خروجی تالاب همبستگی قوی دارند. این همبستگی به ویژه برای نیترات بیشتر است.

جدول ۳-۵- درصد ترکیبات گوناگون نیتروژن در چند تالاب

ردیف	کشور	نام تالاب	درصد نیترات	درصد آمونیوم	درصد نیتروژن آلی
۱	امریکا	Wetland A	بیش از ۹۶	؟	؟
۲	امریکا	Wetland B	بیش از ۹۶	؟	؟
۳	نیوزیلند	Waikato	۴۵	۰	۵۵
۴	نیوزیلند	Northland	۷۶	۵	۱۹
۵	امریکا	Wetland A	۹۳	۷	۰
۶	امریکا	Wetland B	۹۹	۱	۰
۷	امریکا	Wetland D	۹۸	۲	۰
۸	کانادا	Walbridge	۱۰۰	۰	۰
۹	نیوزیلند	Titoki	۷۶	۱۹	۵
۱۰	نیوزیلند	Toenepi	۸۳	۱	۱۶
۱۱	نیوزیلند	Bog Burn	۷۳	۲	۲۵
۱۲	امریکا	Wetland 1	۹۰	۰	۱۰
۱۳	امریکا	Wetland 2	۹۶	۰	۴
۱۴	سویس	Boden	۴۷/۵	۵	۴۷/۵
۱۵	ایتالیا	-	۸۷	؟	؟
۱۶	امریکا	Wetland B	۱۰۰	۰	۰
۱۷	آلمان	-	۸۹	۰	۱۱
۱۸	هلند	-	۹۶	؟	؟
۱۹	ایتالیا	-	۷۴	؟	؟
۲۰	نیوزیلند	Toenepi	۹۶	۱	۳
۲۱	نیوزیلند	Bog Burn	۷۸	۴	۱۸

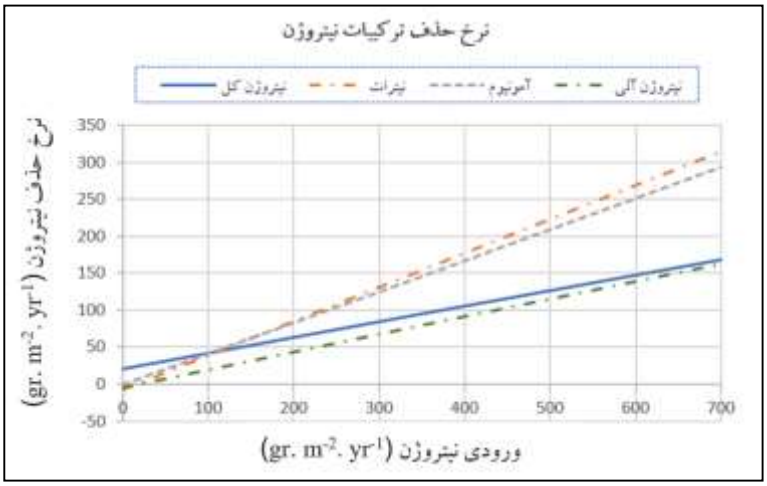
مندز، ۲۰۲۰

۳- ۱۰- ۲- نیتروژن و بارهای ورودی

گفته شد که اثر بار نیتروژن تا اندازه زیادی بین تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی متفاوت است. همچنین گفته شد که به طور معمول بار ورودی نیتروژن، عامل کنترل کننده اصلی برای حذف

نیتروژن است. افزایش بار هیدرولیکی[۱] و به ویژه غلظت نیتروژن به طور قابل توجهی سرعت حذف را افزایش می‌دهد (شکل ۳-۷).

تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی که بارهای نیتروژن بیشتری دریافت می‌کنند، با سرعت بیشتری هم نیتروژن را حذف می‌کنند. کاهش غلظت نیتروژن در خروجی، هنگامی که مقدار بیشتری از آن وارد می‌شود، نشان‌دهنده عبور نیتروژن تصفیه نشده بیشتر از سامانه است. بررسی‌ها نشان داده است که این حالت بیشتر هنگامی‌روی می‌دهد که جریان آب افزایش یابد و زمان ماند هیدرولیکی برای حذف موثر آن کوتاه گردد. در نتیجه، انتظار می‌رود افزایش بار ورودی نیتروژن، کارآیی تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی را افزایش دهد (شکل ۳-۷).

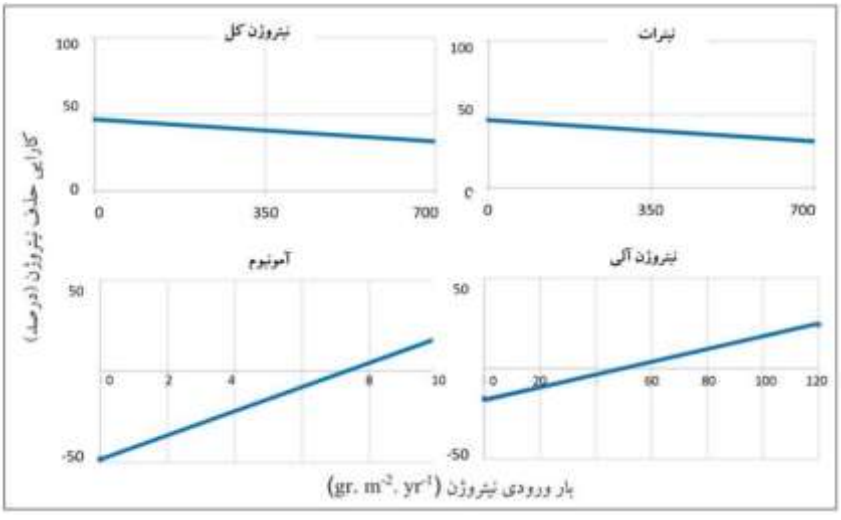


مندز، ۲۰۲۰ با تغییرات کلی

شکل ۳-۷ -مقدار حذف گونه های نیتروژن با توجه به بار وارده در تالاب‌های با جریان سطحی

[۱] بار هیدرولیک به مقدار زهاب زیرزمینی کشاورزی‌ای می‌گویند که به واحد سطح تالاب تخلیه می‌شود.

بررسی‌ها نشان داده است که یون نیترات، در میان اشکال گوناگون نیتروژن، همبستگی بیشتری بین بار نیتروژن ورودی و سرعت حذف آن دارد. به عبارت دیگر سرعت نیرات‌زدایی به سرعت ورودی‌های یون نیترات (و نه یون نیتروژن) پاسخ بهتری می‌دهد. خوشبختانه، در بیشتر موارد چنین شرایطی در عمل وجود دارد. از سوی دیگر، بارهای آمونیوم و نیتروژن آلی نقش کمی‌در رابطه بین بار نیتروژن ورودی و مقدار حذف دارند. بارهای آمونیوم به طور معمول کم هستند، در حالی که بارهای نیتروژن آلی می‌توانند از کم تا زیاد متغیر باشند. در نتیجه، عملکرد تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی در میان بارهای نیتروژن، بیشتر از یون نیترات سود می‌برند. در رابطه با کارآیی حذف نیتروژن، نقش بار نیتروژن زیاد نیست. حتی غلظت نیتروژن نیز اثر معنی داری بر کارآیی حذف نشان نمی‌دهد (شکل ۳-۸). بررسی‌ها نشان می‌دهد که کارآیی سیستم ارتباط نزدیکی با عوامل هیدرولوژیکی و بیوژئوشیمیایی دارد. عوامل هیدرولوژیکی، در بسیاری موارد، از طریق زمان ماند هیدرولیکی و سرعت ته نشینی اثر گذار هستند. عوامل بیوژئوشیمیایی نیز اثر زیادی بر نیرات‌زدایی وجذب زیستی دارند.



مندز،۲۰۲۰ با تغییرات کلی

شکل ۳- ۸-کارآیی حذف گونه های نیتروژن با توجه به بار ورودی در تالاب‌های با جریان سطحی

بررسی‌ها نشان داده است که بار هیدرولیکی تنظیم کننده رابطه زمان ماند هیدرولیکی و حجم تالاب است. بارهای هیدرولیکی بسیار بالا نه تنها با کوتاه کردن زمان ماند هیدرولیکی، بلکه با افزایش جریان ترجیحی از گوشه و کنارها و راکد ماندن آب، که زمان تماس را کاهش می‌دهد، راندمان حذف نیتروژن را محدود می‌کند.

۳- ۱۱- طراحی تالاب‌های انسان ساخت با جریان سطحی

پارامترهای طراحی به عنوان اساسی ترین عوامل برای کنترل زمان ماند هیدرولیکی و حرکت آب، و در نتیجه اطمینان از داشتن تالاب‌های موثر و کارا شناخته شده‌اند. تالاب‌های بزرگ با زمان ماند هیدرولیکی بیشتر و با سطح گسترده تر، امکان مناسبی برای فرایندهای بیوژئوشیمیایی نیتروژن و حذف آن فراهم می‌کنند؛ در حالی که در تالاب‌های کوچکی که تحت بارهای هیدرولیکی شدید قرار دارند، عمق بیشتر تالاب می‌تواند زمان ماند هیدرولیکی را به مقدار مناسب برساند. در این زمینه، نسبت مساحت تالاب به مساحت حوضه آبریز کشاورزی بسیار مهم است، زیرا سیستم‌های مؤثر باید به اندازه کافی بزرگ باشند تا بارهای نیتروژن ورودی را با زمان ماند هیدرولیکی کافی، بیشتر در طول دوره‌های تخلیه شدید، تطبیق داده و نیتروژن آن‌ها را حذف کنند. بررسی‌ها نشان می‌دهند که حذف ۴۰ تا ۵۰ درصد نیتروژن به طور کلی با نسبت مساحت ۱ تا ۴ درصد، قابل دستیابی است، زیرا زمان ماند هیدرولیکی دیگر یک عامل محدودکننده نیست. در غیر این صورت، چنانچه هدف، حذف مقدار بیشتری از نیتروژن باشد، ممکن است سامانه‌های کوچکتر مناسب تر باشند. علاوه بر این، مشخص شده است که نسبت ابعاد طول به عرض، موقعیت ورودی و خروجی، وجود موانع در راه جریان آب، عمق، نوع پوشش گیاهی و توزیع آن، همگی به درجات گوناگون، بر حرکت آب تأثیر می‌گذارند.

برای طراحی حذف آلاینده از تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد، معیارها و مدل‌هایی از اواخر دهه ۱۹۸۰ در دسترس بوده است[۱]. استفاده از پایگاه داده‌های گوناگون فدراسیون محیط زیست آب[۲](۲۰۰۰) مقایسه‌ای از سه رویکرد را در کتابچه راهنمای عمل در تالاب‌های طبیعی ارائه می‌دهد. مقایسه دیگری در کتابچه راهنمای طراحی سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده در مورد سیستم‌های تالابی (سازمان حفاظت محیط زیست امریکا، ۲۰۰۰) یافت می‌شود.

تخمین اولیه از مساحت زمین مورد نیاز برای یک تالاب انسان ساخت با سطح آزاد را می‌توان از جدول ۳-۶ به دست آورد. چنانچه برای طراحی از چند مرجع استفاده می‌شود، بهتر است بیشترین سطح به دست آمده از این روش‌ها را برای طراحی مورد توجه قرار داد. همچنین چنانچه آلاینده‌های گوناگونی مورد توجه باشند، باید بزرگترین سطح به دست آمده را برای طراحی در نظر گرفت. جریان فاضلاب یا پساب باید به طور یکنواخت در کل سطح توزیع شود. در غیر این صورت، ۱۰۰ درصد مساحت تالاب موثر نیست. توزیع یکنواخت در باره تالاب‌های انسان ساخت با تسطیح دقیق و استفاده از سازه‌های ورودی و خروجی مناسب امکان پذیر است. زمانی که از تالاب‌های طبیعی برای تصفیه استفاده می‌شود، توزیع یکنواخت فاضلاب دشوارتر است. به طور معمول، در تالاب‌های طبیعی، توپوگرافی موجود حفظ می‌شود که می‌تواند منجر به حرکت آب در همه سطح تالاب نشود، بلکه تنها در مسیرهای معینی هدایت گردد. مطالعات ردیابی حرکت آب چنین تالاب‌هایی نشان داده است که منطقه تصفیه موثر می‌تواند کمتر از ۱۰ درصد از کل مساحت تالاب باشد. تالاب باید دست کم به دو سلول تقسیم شود؛ مگر این که سطح تالاب خیلی کوچک باشد. تالاب‌های بزرگتر باید دست کم دو ردیف سلول موازی داشته باشند تا انعطاف پذیری لازم برای مدیریت و نگهداری را فراهم کنند. تالاب‌هازیست‌بوم‌های زنده هستند. چرخه زندگی و مرگ موجودات زنده،

---

۱ سه کتاب درسی حاوی مدل‌های طراحی برای تالاب‌ها تدوین شده است (رید و همکاران،؛۱۹۹۵، کادلک و نایت، ۱۹۹۶ و کریتس و چوبانوگلوس، ۱۹۹۸).

2 Water Environment Federation (WEF)

پسماندهایی را تولید می‌کند که می‌توانند به عنوان BOD، TSS، نیتروژن، فسفر و کلیفرم مدفوعی در سامانه تالاب بمانند.

جدول ۳- ٦- ورودی و خروجی آلاینده‌ها در تالاب‌های متداول انسان ساخت با سطح آزاد

آلاینده	غلظت ورودی (میلی‌گرم در لیتر)	غلظت خروجی (میلی‌گرم در لیتر)	نرخ بار آلودگی (کیلوگرم در هکتار در روز)
بار هیدرولیکی	۰/۴ تا ۴/۰		
BOD	۵ تا ۱۰۰	۵ تا ۳۰	۱۰ تا ۱۰۰
TSS	۵ تا ۱۰۰	۵ تا ۳۰	۱۰ تا ۱۱۲
NH_3/NH_4-N	۲ تا ۲۰	۱ تا ۱۰	۱/۱۲ تا ۴/۵
NO_3-N	۲ تا ۱۰	۱ تا ۱۰	۲/۲ تا ۱۰
نیتروژن کل	۲ تا ۲۰	۱ تا ۱۰	۲/۲ تا ۱۰
فسفر کل	۱ تا ۱۰	۰/۵ تا ۳	۱/۱۲ تا ۴/۵

سازمان حفاظت محیط زیست امریکا، ۲۰۰۰

از آنجا که حذف BOD و اشکال گوناگون نیتروژن وابسته به دما است، در طراحی باید دمای تالاب واقعی باشد. دمای آب در تالاب‌های بزرگ با زمان ماند هیدرولیکی طولانی (بیشتر از ۱۰ روز) به دمای متوسط هوا نزدیک می‌شود؛ مگر در هوای یخبندان در زمستان. روش‌های تخمین دمای آب در تالاب‌ها با زمان ماند هیدرولیکی کوتاه‌تر (کمتر از ۱۰ روز) را می‌توان در منابع یافت. از آنجایی که گیاهانِ زنده و بستر آن‌ها، مقاومت اصطکاکی قابل توجهی را برای جریان در تالاب ایجاد می‌کنند، لازم است جنبه‌های هیدرولیکی طراحی سیستم نیز در نظر گرفته شود. کاربرد معادله مانینگ به طور کلی به عنوان مدلی برای جریان آب از طریق تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد پذیرفته شده است. مقاومت جریان بر اندازه‌های انتخاب شده برای سلول تالاب تأثیر می‌گذارد؛ هر چه مسیر جریان طولانی تر باشد، مقاومت بیشتر است. برای جلوگیری از مشکلات هیدرولیکی، نسبت ۱: ۴ (عرض : طول) یا کمتر توصیه می‌شود.

۳- ۱۱ -۱- فرایندها و عوامل حذف

نیترات‌زدایی مکانیسم اصلی حذف نیتروژن در مقایسه با جذب و ته نشینی زیستی در تالاب است. دو راهکار جذب و ته نشینی، به نوبه خود، تنها می‌توانند یون نیتروژن، آن هم بیشتر به صورت نیتروژن آلی، را در زیست توده یا در خاک سطحی برای یک دوره معین نگه دارند. بنابراین سهم ناچیزی در حذف کلی نیتروژن دارند. از سوی دیگر، آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و تبدیل نیترات به آمونیوم[1] به طور مستقیم به حذف کلی نیتروژن کمک نمی‌کنند (حذف نمی‌کنند، بلکه شکلی از آن را به شکلی دیگر در می‌آورند)، لیکن در دسترس بودن یون‌های آمونیوم و نیترات، جذب زیستی یا نیترات‌زدایی را با توجه به شرایط محلی تنظیم می‌کنند. در نهایت، اگرچه تبخیر نیز نیتروژن را به طور دائم از سیستم حذف می‌کند، لیکن سهم آن به طور کلی ناچیز در نظر گرفته می‌شود.

این مطالعات نشان داد که فرایند توسعه پوشش گیاهی برای اطمینان از حذف موثر نیتروژن در تالاب‌ها بسیار مهم است. توسعه پوشش گیاهی، با تأمین مواد آلی، به فرایند نیترات‌زدایی کمک می‌کند و بستری برای باکتری‌های نیترات زدا فراهم می‌آورد. افزون بر این، این فرایند جذب زیستی توسط گیاهان و ریزجانداران و ته نشین شدن را افزایش می‌دهد. با این حال، به طور معمول، رسیده شدن[2] تالاب‌ها و در نتیجه، دستیابی به بالاترین کارآیی آن‌ها سال ها طول می‌کشد.

پوشش گیاهی متراکم‌تر به افزایش کارآیی سیستم کمک می‌کند. پوشش گیاهان سر برآورده، به‌ویژه، می‌تواند به حذف نیتروژن در سال‌های اولیه کمک کند. بنابراین، باید از مناطق گسترده و گود برای ساخت تالاب پرهیز شود تا امکان توسعه پوشش گیاهی فراهم گردد. کاشت اولیه گیاهان سربرآورده می‌تواند عملکرد تالاب را در ابتدا افزایش دهد.

علاوه بر موارد بالا، بررسی‌ها نشان داده است که نیترات‌زدایی در دمای بیشتر افزایش می‌یابد. در این شرایط باید فسفر کافی نیز در محل باشد. کمبود فسفر می‌تواند این فرایند را با وجود غلظت کافی نیترات و کربن محدود کند. در نهایت، به دلیل عوامل بی شماری که کنترل کننده

1 Dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA
2 Maturation

نیترات‌زدایی هستند، می‌توان تغییرات آن را در درون یک تالاب و بین تالاب‌ها انتظار داشت. در رابطه با جذب نیتروژن توسط گیاه، بررسی‌ها نشان می‌دهند که ذخیره‌سازی نیتروژن در زیست توده گیاهی در طول فصل رشد گیاه صورت می‌گیرد. از این رو باید به حذف کلی نیتروژن به صورت فصلی نگاه کرد. سرانجام این که ته نشینی با انباشت و ذخیره نیتروژن در خاک سطحی کف تالاب، برای دوره‌های طولانی، سهم ویژه‌ای در حذف کلی نیتروژن نشان داده است.

آزمایش‌های درازمدت در مقیاس مزرعه، در باره فرایندهای بیوژئوشیمیایی نیتروژن در تالاب‌های دریافت‌کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی، چندان زیاد نیست. بنابراین، مطالعات بیشتر در این زمینه توصیه می‌شود.

۳- ۱۱-۲- اثر اقلیم

آب و هوا به دلیل تغییرات فصلی و سالانه در رژیم هیدرولوژیکی و دما، که به شدت بر عوامل کنترل کننده حذف نیتروژن، در نتیجه سرعت حذف نیتروژن و در پی آن، بر عملکرد کلی تالاب تأثیر می‌گذارد، به عنوان چالش اصلی موفقیت شناخته شده است. آب و هوا تا اندازه زیادی بر عملکرد تاثیر می‌گذارد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که دوره‌های گرم با زمان ماند هیدرولیکی بیشتر (مانند طول تابستان) شرایط مناسبی را برای حذف مؤثر نیتروژن فراهم می‌کند. به طور معمول، در این بازه زمانی، بار آلودگی نیتروژن پایین است و تاثیر زیادی بر حذف تجمعی آن ندارد. از سوی دیگر، دوره‌های سرد با زمان ماند هیدرولیکی کوتاه (مانند طول زمستان)، نمی‌تواند نقش زیادی در حذف داشته باشد، هر چند که در این بازه زمانی بار آلودگی نیتروژن بالاست. روی هم رفته در این مدت سرعت حذف زیاد است، که در بیشتر موارد منجر به حذف تجمعی بیشتر نیتروژن در یک سال می‌شود. رژیم‌های هیدرولوژیکی با تغیرات بیشتر، به بدتر شدن عملکرد می‌انجامند. عملیات مدیریتی یا مداخلات فناوری، قادر به افزایش کارآیی سامانه در طول زمستان، یعنی زمانی که

بارآلودگی نیتروژن بالاترین مقدار خود را دارد نیست. لیکن عملیات مدیریتی برای بیشینه کردن کارآیی در طول سال، بسیار مورد نظر است.

۳- ۱۱- ۳- کارایی حذف نیتروژن

به طور کلی، تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد برای تولید پسابی با کیفیت مشخص طراحی می‌شوند. از جدول ۳-۵ می‌توان برای تخمین اندازه تالاب لازم برای تولید پسابی با کیفیت مطلوب استفاده کرد. در جدول ۳- ۷ داده‌های عملکرد واقعی ۲۷ تالاب انسان ساخت با سطح آزاد، از یک ارزیابی سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده خلاصه شده است.

جدول ۳-۷- خلاصه کارآیی ۲۷ تالاب انسان ساخت با سطح آزاد در امریکا

آلاینده	میانگین ورودی (میلی‌گرم در لیتر)	میانگین خروجی (میلی‌گرم در لیتر)
BOD_5	۷۰	۱۵
TSS	۶۹	۱۵
نیتروژن(Total Kjeldahl nitrogen)	۱۸	۱۱
NH_3/NH_4-N	۹	۷
NO_3-N	۳	۱
نیتروژن کل	۱۲	۴
فسفر کل	۴	۲
فسفر محلول	۳	۲
کلیفرم مدفوعی (عدد در ۱۰۰ میلی لیتر)	۷۳۰۰۰	۱۳۲۰

سازمان حفاظت محیط زیست امریکا، ۲۰۰۰

در تئوری، عملکرد تالاب‌هارا می‌توان تحت تأثیر عوامل هیدرولوژیکی قرار داد. نرخ بالای تبخیر و تعرق (ET) می تواند غلظت پساب را افزایش دهد، لیکن ممکن است همزمان زمان ماند

هیدرولیکی در تالاب را نیز بیشتر کند. سرعت بالای بارندگی، آلاینده‌ها را رقیق و زمان ماند هیدرولیکی در تالاب را کوتاه می‌کند. در بیشتر مناطق با آب و هوای معتدل، این تأثیرات برای عملکرد، حیاتی نیستند. جنبه‌های هیدرولوژیکی فقط باید برای مقادیر شدید تبخیر و تعرق و بارش در نظر گرفته شوند.

راندمان حذف نیتروژن برای مقایسه عملکرد تصفیه تالاب‌ها مفید است، زیرا درصد بار نیترات حذف شده در تالاب را تعیین می‌کند. کارآیی حذف نیز همانند نرخ حذف نیترات، نشان می‌دهد که بار نیترات ورودی باید بیشتر از نیترات خروجی باشد تا حذف واقعی در تالاب انجام شود. کارآیی حذف نیترات با توجه به درصدی از بار ورودی نیترات که از سیستم خارج می‌شود، تعیین می‌گردد. نسبت خروج نیترات به نوع بار ورودی بستگی دارد. با افزایش بار ورودی نیترات، بار خروجی آن نیز افزایش می‌یابد. از این رو، کارآیی حذف نیترات تنها زمانی می‌تواند افزایش یابد که افزایش خروج نیترات به اندازه افزایش بار ورودی نباشد. بنابراین، خروج نیترات که به سرعت به بارهای ورودی نیترات پاسخ می‌دهد، می‌تواند به طور قابل توجهی بر کارآیی حذف تاثیر بگذارد. در نتیجه، کارآیی حذف نیترات به رفتار پاسخ دهی خروج نیترات به بار ورودی آن بستگی دارد.

$$\text{کارایی حذف نیتروژن} = \left(1 - \frac{\text{نیتروژن خروجی (گرم بر متر مربع در سال)}}{\text{نیتروژن ورودی (گرم بر متر مربع در سال)}} \times ۱۰۰\right)$$

اگرچه بار نیتروژن، ورودی‌های نیترات به تالاب را نیز به حساب می‌آورد، ولی رابطه بین بار ورودی و خروجی نیترات، اثر بار نیترات بر بازده حذف را تضعیف می‌کند. بنابراین، در عمل، دیده می‌شود که بار نیترات نقش جزئی در تغییر بازده حذف نیترات ایفا می‌کند. این موضوع غیر منتظره، در واقع از آزمایش‌هایی که رابطه بین بار نیترات و راندمان حذف از مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی، که اشکال گوناگون نیترات را دریافت می‌کنند، مشاهده شده است.

رابطه بین بار ورودی نیترات و بازده حذف ممکن است ارتباط نزدیکی با کارآیی سازوکارهای حذف نیترات، مانند نیرات‌زدایی و جذب زیستی داشته باشد.

در این میان آزمون‌های همبستگی بین بار نیترات و راندمان حذف نشان می‌دهد، بازده حذف نیترات ممکن است رابطه معکوسی با بار ورودی نیترات (و نه نیتروژن) داشته باشد. بسیاری از مطالعات نشان می‌دهند افزایش بار ورودی نیترات تمایل به سرکوب کارآیی حذف نیتروژن دارد. این رابطه معکوس گواه این است که بارهای نیترات هنگامی‌که از یک آستانه مشخص بیشتر شوند، خروج نیترات را افزایش می‌دهند. به این ترتیب، کارآیی تالاب، پس از یک حد آستانه، با افزایش بار ورودی نیترات کاهش می‌یابد.

۳- ۱۱- ٤- اثر هیدرولوژی

بار هیدرولیک به مقدار زهاب زیرزمینی کشاورزی‌ای می‌گویند که به واحد سطح تالاب تخلیه می‌شود. بنابراین بار هیدرولیک به جریان ورودی زهاب و مساحت تالاب بستگی دارد. بار هیدرولیک، ورودی‌های نیتروژن را در نظر نمی‌گیرد. لیکن دانستن این پارامتر برای درک شرایط درون یک تالاب و بین تالاب‌هاحیاتی است، زیرا دینامیک جریان آب و مقدار اختلاط نیتروژن را در تالاب تنظیم می‌کند و می‌توان با آن بخش فعال تالاب را از نظر هیدرولوژیکی معین کرد. افزون بر این، بار هیدرولیک، زمان تماس ساز و کارهای حذف نیتروژن را تنظیم می‌کند.

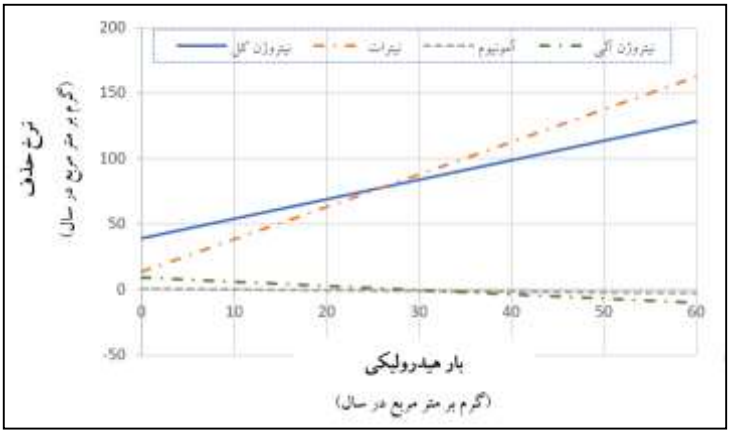
$$\text{بار هیدرولیک (متر در سال)} = \left(\frac{\text{جریان آب در سال (متر مکعب در سال)}}{\text{مساحت تالاب با جریان سطحی آزاد (متر مربع)}} \right)$$

بار نیتروژن عبارتست از حاصل ضرب بار هیدرولیک و غلظت نیتروژن.

بار هیدرولیک (متر در سال) X غلظت نیتروژن (گرم در متر مکعب) = بار نیتروژن (گرم در متر مربع در سال)

بار نیتروژن نقش کلیدی در تنظیم مقدار حذف نیتروژن ایفا می‌کند. بنابراین، می‌توان انتظار داشت که پارامترهای تشکیل دهنده بار نیتروژن، یعنی بار هیدرولیکی و غلظت نیتروژن نیز در تنظیم مقدار حذف نیتروژن نقش داشته باشند. در واقع، اثر ترکیبی بار هیدرولیک و غلظت نیتروژن در داده‌های عملکرد مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت‌کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی آشکارا تأیید می‌شود.

بار هیدرولیک بر نرخ حذف و/یا کارآیی کل شکل‌های گوناگون نیتروژن تاثیر زیادی نداشته و اثر آن کمتر از ۴۵ درصد است. برخی نیز بار هیدرولیک را به عنوان عامل اصلی کنترل کننده نرخ حذف نیترات می‌دانند (مندز، ۲۰۲۰ به نقل از گرو و همکاران، ۲۰۱۵).

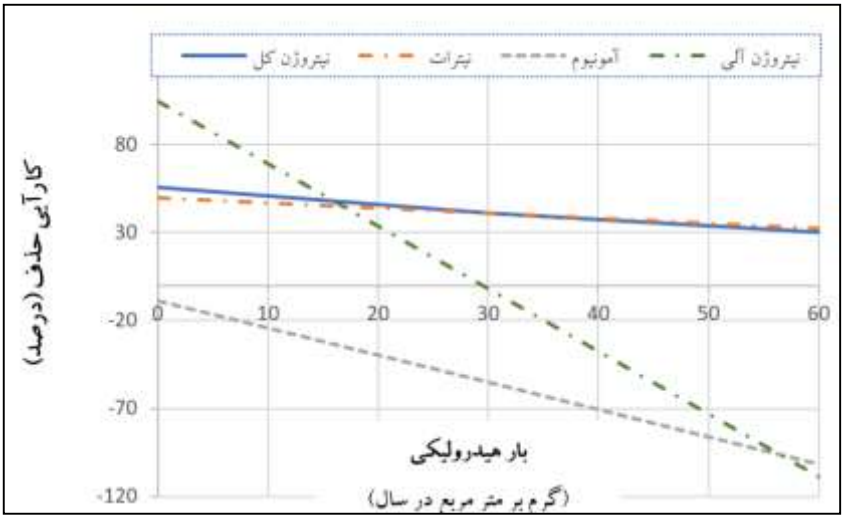


مندز، ۲۰۲۰ با تغییرات

شکل ۳- ۹- رابطه بین بار هیدرولیک و نرخ حذف گونه های نیتروژن در تالاب‌های با جریان سطحی

علاوه بر این، این مدل نشان می‌دهد که مقدار حذف نیتروژن به تغییرات غلظت نیتروژن تحت بارهای هیدرولیک بالاتر، پاسخ بهتری می‌دهد. از سوی دیگر، انتظار می‌رود که کارآیی حذف نیتروژن نسبت به سرعت حذف نیتروژن با سرعت کمتری پاسخ دهد. بنابراین، عملکرد تالاب‌هایی که با بارهای هیدرولیک شدید روبرو هستند، ممکن است با تغییرات زیادی همراه باشد. نتایج مطالعات میدانی به خوبی با این نظر مطابقت دارد (شکل ۳- ۱۰).

علاوه بر تأیید اثر ترکیبی بار هیدرولیک و غلظت نیتروژن، تعیین تأثیر هر یک از این دو عامل در مقدار حذف نیتروژن نیز ضروری است. در این بررسی با درنظر گرفتن داده‌های عملیاتی از مجموعه‌ای از تالاب‌های دریافت‌کننده زهاب زیرزمینی کشاورزی و با استفاده از مدل‌های همبستگی چندگانه اقدام شده است. نتیجه برای کل نیتروژن در فاصله اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بود (p=۰/۰۶) و نشان داد که سهم هر یک از دو عامل بار هیدرولیک و غلظت نیتروژن، در نرخ حذف کل نیتروژن نزدیک یک چهارم است. شگفت انگیز این که اثر غلظت کل نیتروژن بیش از چهار برابر بار هیدرولیک است (مندز،۲۰۲۰).



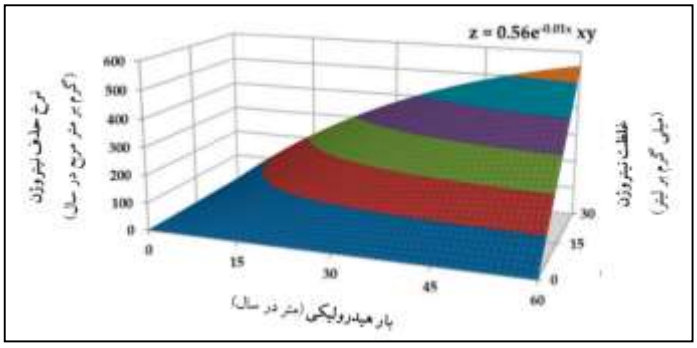
مندز،۲۰۲۰ با تغییرات

شکل ۳-۱۰ - رابطه بین بار هیدرولیک و کارآیی حذف ترکیبات گوناگون نیتروژن در تالاب‌های با جریان سطحی

مدل برای نیترات نشان داد که این دو عامل بیش از نیمی‌از حذف را به عهده دارند. علاوه بر این، مدل‌ها نشان می‌دهند که بار هیدرولیک تنها در صورتی که با تغییرات غلظت نیتروژن همراه باشد،

می‌تواند تغییرات قابل‌ملاحظه‌ای در سرعت حذف نیتروژن ایجاد کند. این مشاهدات اهمیت تعیین غلظت نیتروژن در زهکش زیرزمینی را قبل از ساخت تالاب نشان می‌دهد.

در نهایت، مدل‌های آمونیوم و نیتروژن آلی در فاصله اطمینان ۹۵ درصد اثر معنی داری را نشان نمی‌دهند ($p > ۰/۰۵$). این موضوع گواه این است که غلظت این شکل‌های نیتروژن و بار هیدرولیکی، تأثیر جزئی در نرخ حذف آن‌ها داشته اند. شاید علت این باشد که این دو با فعالیت‌های درون تالاب، هم حذف و هم تولید می‌شوند.



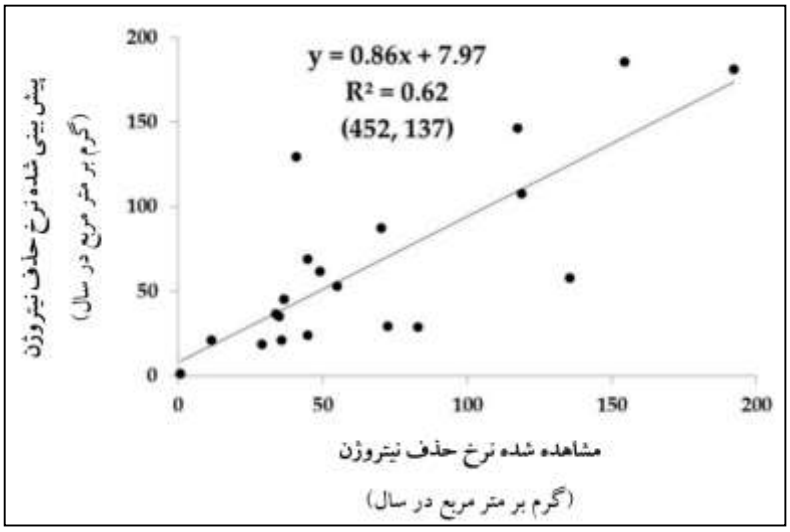
مندز، ۲۰۲۰

شکل ۳ - ۱۱- مدل نرخ حذف نیتروژن کل به عنوان تابعی از بار هیدرولیک و غلظت کل نیتروژن

با پیروی از رویکردی که در بالا توضیح داده شد، اثر بار هیدرولیک و غلظت نیتروژن در بازده حذف نیتروژن از طریق مدل‌های همبستگی چندگانه مورد بررسی قرار گرفته است. مشابه نتایج بالا برای کل نیتروژن، مدل کارآیی حذف در فاصله اطمینان ۹۵ درصد کم و بیش معنی‌دار بود ($p=۰/۰۶$). در این مورد، با این حال، اثر غلظت کل نیتروژن در فاصله اطمینان ۹۵ درصد، حتی نزدیک به معنی دار بودن هم نبود. از سوی دیگر، اثر بار هیدرولیک معنی‌دار بود ($p < ۰/۰۵$). به عبارت دیگر، مدل پتانسیل کاهش کارآیی تالاب تحت بارهای هیدرولیکی بالاتر را نشان داد. کم شدن بازده حذف نیتروژن را می‌توان به افزایش بار ورودی نیتروژن مرتبط کرد.

۳- ۱۲- بهره‌برداری و نگهداری

الزامات عملیات و نگهداری معمول برای تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد شامل کنترل عمق آب و هیدرولیک جریان، تمیز کردن سازه ورودی/خروجی، چمن زنی روی خاکریز ها، بازرسی یکپارچگی خاکریزها و نبود شکاف و ترک در آن‌ها، مدیریت پوشش گیاهی تالاب، کنترل پشه و ناقلین، و نظارت‌های معمول هستند.



مندز، ۲۰۲۰

شکل ۳- ۱۲- نرخ حذف نیتروژن کل مشاهده شده در مقایسه با مقدار پیش‌بینی شده

عمق آب در تالاب ممکن است نیاز به تنظیم فصلی داشته باشد. مقاومت اصطکاکی ناشی از تراکم گیاه در تالاب نیز موجب بالا آمدن سطح آب می‌شود. پشه‌ها نیز بسته به شرایط ممکن است نیاز به کنترل داشته باشند. جمعیت پشه در تالاب نباید بیشتر از تالاب‌های طبیعی مجاور باشد. مدیریت پوشش گیاهی در تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد، تنها به برداشت معمول و حذف مواد برداشت شده نمی‌شود. جذب آلاینده‌ها توسط گیاه مسیر کم و بیش آرامی‌دارد. بنابراین برداشت آلاینده‌ها توسط گیاه و حذف آن‌ها از محیط، به طور معمول شرایط بهتری را ایجاد نمی‌کند. در

صورت وجود محدودیت‌های شدید برای جریان، ممکن است حذف آلاینده‌های انباشته شده ضروری شود. به طور کلی، این تنها زمانی رخ می‌دهد که کانال‌های تالاب با نسبت ابعاد بسیار بالا ساخته شده باشند مانند نسبت ۱: ۱۰ (عرض : طول). مدیریت پوشش گیاهی، بسته به نوع پوشش انتخاب شده برای تالاب، ممکن است شامل مدیریت حیات وحش نیز باشد. حیواناتی هستند که تمام پوشش گیاهی سربرآورده در تالاب‌های انسان ساخت را می‌خورند. پایش کیفیت آب برای تمام تالاب‌های انسان ساخت با سطح آزاد مورد نیاز است.

۳- ۱۲-۱- اقدامات مدیریتی برای کاستن از تلفات نیتروژن در خاک

با انجام برخی اقدامات مدیریتی نیز می‌توان از تلفات نیتروژن کاست. از جمله این کارها می‌توان به تناوب زراعی، روش آبیاری، کشت گیاهان پوششی، خاکورزی مناسب و اصلاح شیوه‌های طراحی زهکشی زیرزمینی اشاره کرد.

۳- ۱۲-۱- ۱- تناوب زراعی

تناوب زراعی ظرفیت زیادی برای کاهش آبشویی نیتروژن نشان داده است. تناوب زراعی ممکن است محدودیت‌هایی از نظرآب و هوا داشته باشد و یا سودآوری لازم را به همراه نداشته باشد. شاید گفته شود که بهتر است وظیفه نیترات‌زدایی به زهکشی کنترل شده سپرده شود تا مشکل کم شدن سودآوری از بین برود. این روش که با تنظیم سطح ایستابی در خروجی، برای کنترل اتلاف نیتروژن ابداع شده است نیز با محدودیت‌هایی روبروست. به عنوان نمونه، در زمین‌های شیب دار کارآیی ندارد. افزون بر این، با کاربرد آن، خطر رواناب سطحی زیاد می‌شود و به علت شرایط احیایی که در خاک ایجاد می‌شود، تلفات فسفر نیز افزایش می‌یابد.

در برخی ایالت‌های غرب میانه امریکا کشت پیاپی ذرت، موجب تلفات بیش از اندازه نیترات می‌شود که راهی جریان‌های سطحی می‌گردد. از این رو، کشت پیاپی یک محصول، دوست دار محیط زیست شناخته نمی‌شود.

۳- ۱۲-۱- ۲- روش آبیاری

تلفات نیتروژن در روش آبیاری بارانی نسبت به روش‌های آبیاری سطحی کمتر است؛ زیرا یکنواختی پخش آب در این روش بیشتر است و افزون بر آن، امکان کاربرد آب کمتر در هر نوبت آبیاری وجود دارد.

اگر چه روش‌های متداول می‌توانند با مصرف مقدار معقولی نیترات درآمدی نزدیک به مقدار بیشینه ایجاد کنند، در برخی شرایط امکان کاربرد آن‌ها وجود ندارد. علت این موضوع را می‌توان به آب و هوا و مشخصات خاک نسبت داد.

۳- ۱۲-۱- ۳- گیاهان پوششی

گیاهان پوششی از طریق جذب و ذخیره نیتروژن آلی در برخی گونه‌های گیاهی که در بین دو فصل زراعی کشت می‌شوند، آبشویی نیتروژن را کاهش می‌دهند. با این حال، دوره‌های کوتاه و سرد بین برداشت محصول اصلی و کاشت جدید، ممکن است در برخی مناطق محدود کننده باشد.

۳- ۱۲-۱- ٤- خاکورزی

اثر خاکورزی متداول نیز می‌تواند ناچیزیا حتی منفی باشد زیرا به معدنی شدن نیتروژن کمک می‌کند و آبشویی بعدی آن را امکان پذیر می‌سازد.کم‌خاکورزی و بی‌خاکورزی نسبت به خاکورزی متداول نتیجه بهتری از نظر تلفات نیتروژن دارند. در این روش‌ها تطابق بیشتری بین نیاز محصول به کود و معدنی شدن نیتروژن وجود دارد. به این ترتیب، مازاد ذخیره چندانی از نظر نیتروژن در خاک باقی نمی‌ماند تا صرف آبشویی شود.

۳- ۱۲-۱- ۵- زهکشی زیرزمینی

زهکشی زیرزمینی تا اندازه زیادی در حوضه‌های کشاورزی با خاک‌های کم نفوذ و ریز بافت (مانند خاک‌های لومی‌و رسی) مورد استفاده قرار می‌گیرد تا امکان نفوذ مناسب آب و همزمان جلوگیری از غرقاب شدن گیاه را فراهم کند. با این حال، شبکه‌های زهکشی، انتقال نیتروژن به آب‌های سطحی پایین دست را سرعت می‌بخشند و در عوض رواناب سطحی و انتقال ذرات رسوب را به کمترین مقدار می‌رسانند.

خلل و فرج درشت خاک و آبگذری بالای آن نیز می‌تواند با ایجاد جریان ترجیحی، آبشویی نیتروژن به زهکشی زیرزمینی و انتقال بعدی آن را افزایش دهد. انتقال نیتروژن با آبیاری و بارش رخ می‌دهد. مجموعه این عوامل هستند که جریان آب و نیتروژن را در زهکشی زیرزمینی تنظیم می‌کنند. مقدار نیتروژن تلف شده در مزرعه متناسب با مقدار نیتروژنی است که در زهاب وجود دارد.

بار نیتروژن در زهکش زیرزمینی	=	حجم سالیانه زهاب	X	غلظت نیتروژن در زهاب
(گرم در سال)		(متر مکعب در سال)		(گرم در متر مکعب)

زهکشی زیرزمینی می‌تواند بسیار گوناگون باشد. علت این موضوع، تغییرات مکانی و زمانی شیوه‌های کشاورزی، زمین شناسی، نوع خاک، توپوگرافی، هیدرولوژی و آب و هواست. به این سبب، مقدار تلفات نیتروژن نیز در آن‌ها بسیار متنوع است. این گوناگونی باعث می‌شود که تلفات فصلی و سالانه نیتروژن بین حوضه‌های آبریز، و همچنین در نقاط گوناگون داخل یک حوضه متفاوت باشد. ویژگی‌های حوضه محلی نقش زیادی در مقدار نیتروژن و ترکیباتی دارد که با زهکش زیرزمینی منتقل می‌شوند. نیتروژن به شکل‌های محلول نیترات (NO_3^-) و آمونیوم (NH_4^+) و نیز به مقدار کم به شکل چسبیده به ذرات آلی منتقل می‌شود. شکل‌های محلول آن قابل جذب است. آمونیوم نیز توان اتصال به ذرات خاک دارای بار منفی را دارد. آمونیوم تحرک کمتری نسبت به

نیترات دارد و می‌تواند به نیترات تبدیل شود. بنابراین، انتقال نیتروژن بیشتر به صورت نیترات است. همان طور که گفته شد، نیترات بسیار متحرک است و ممکن است در محل نیز تولید شود.

۳- ۱۳- توان حذف فسفر در تالاب‌های انسان ساخت

وظیفه اصلی تالاب‌ها حذف نیتروژن از محیط آبی است؛ لیکن در کنار آن می‌توانند به حذف فسفر، رسوب، بقایای سموم و فلزات سنگین نیز کمک کنند.

توان حذف کل نیتروژن توسط تالاب‌های انسان ساخت بین ۴۰ تا ۵۰ درصد با بار حذف بین ۲۵۰ تا ۶۳۰ گرم نیتروژن بر متر مربع در سال بسته به نوع تالاب و بار ورودی متفاوت است. تالاب‌های انسان ساخت تک مرحله‌ای به دلیل ناتوانی در فراهم کردن همزمان شرایط هوازی و بی هوازی نمی‌توانند به حذف همه نیتروژن کل دست یابند. تالاب‌های انسان ساخت با جریان عمودی با موفقیت نیتروژن آمونیاکی را حذف می‌کنند لیکن نیترات‌زدایی بسیار محدود در آن‌ها انجام می‌شود. از طرف دیگر، تالاب‌های انسان ساخت با جریان افقی، شرایط خوبی را برای نیترات‌زدایی فراهم می‌کنند، لیکن توانایی این سیستم‌ها برای نیتریفیکاسیون آمونیاک بسیار محدود است. بنابراین، انواع گوناگونی از تالاب‌های انسان ساخت ممکن است با یکدیگر ترکیب شوند (تالاب‌های هیبریدی) تا از مزایای خاص هر سیستم استفاده شود.

فرایندهای اصلی حذف فسفر عبارتند از: چسبیدن به ذرات، رسوب، جذب توسط گیاه و حذف با برداشت گیاه. حذف فسفر کل در انواع تالاب‌های انسان ساخت بین ۴۰ تا ۶۰ درصد است. بار حذف فسفر کل نیز می‌تواند بین ۴۵ تا ۷۵ گرم بر متر مربع در سال، بسته به نوع تالاب و بار ورودی، تغییر کند. چنانچه از بسترهای خاصی با ظرفیت جذب بالا استفاده شود، می‌توان توان حذف فسفر را افزایش داد.

حذف هر دو آلودگی نیتروژن و فسفر از طریق برداشت زیست توده پوشش گیاهان سربرآورده کم است، زیرا که بخش بیرون از آب این گیاهان چندان بزرگ نیست. در هر حال، این گیاهان نیز

می‌توانند در جاهایی که بار آلودگی سبک (بین ۱۰۰-۲۰۰ گرم نیتروژن و بین ۱۰-۲۰ گرم فسفر در مترمربع در سال) باشد، مورد استفاده قرار گیرند.

فصل چهارم
حذف فسفر

٤- ١- پیش‌گفتار

فسفر ماده مغذی کمیاب و ضروری برای امنیت غذایی جهان اهمیت بسیاری دارد. مقدار فسفر در جهان محدود است. مصرف جهانی فسفر به دلیل رشد جمعیت و نیاز آن در کشاورزی، در حال افزایش است. برخی نگرانند که در آینده ممکن است عرضه آن به اندازه تقاضا نباشد. از این رو موضوع بازیابی فسفر و بازچرخانی آن اهمیت می‌یابد.

فسفر برای زندگی انسان ضروری است. فسفات کلسیم، اجزای حمایت کننده استخوان‌های ما را تشکیل می‌دهد. فسفر یک ماده مغذی ضروری برای حیوانات و گیاهان نیز هست. کمبود فسفر در خاک می‌تواند باعث کاهش عملکرد محصول شود. فسفر ماده مغذی حیاتی برای زیست‌بوم‌ها نیز به شمار می‌رود و گیاهان و جانورانی که در آن زندگی می‌کنند، همانند موجودات بخش کشاورزی و دامپروری به آن نیازمندند.

راهبردهای مدیریت فسفر در کشاورزی باید در جهت حصول اطمینان از این باشد که فسفر، در مزرعه هدر نرود و خاک‌ها چنان با فسفر بیش از اندازه غنی نشوند که خطر انتقال غیرضروری و بیش از حد فسفر به آب وجود داشته باشد.

انباشت فسفر در خاک خطرناک نیست و حتی ممکن است از دیدگاه زراعی مطلوب هم باشد. لیکن اگر از ذرات خاک جدا شود و به حرکت در بیاید و خود را به پهنه‌های آبی برساند، ممکن است به محیط زیست آبی زیان برساند. به طور کلی فسفر حتی در غلظتی ده برابر کمتر از مقدار مورد نیاز برای رشد گیاه، می‌تواند موجب مغذی شدن آب شود. از دیدگاه محیط زیست، مهم ترین موضوع در باره فسفر، مربوط به آلودگی آب و مغذی شدن آن است. فسفر از دو راه مهم خود را به پهنه آبی می‌رساند؛ رواناب سطحی و زهاب زیرزمینی. نقش فسفر در رواناب سطحی بیش از زهاب زیرزمینی است. رواناب، محصول آبیاری همه زمین‌های کشاورزی است، در حالی که زهاب محصول اراضی کمتری است که به زهکشی زیرزمینی مجهز هستند. آبی که در سطح خاک جریان

دارد، فسفر محلول را منتقل می‌کند یا فسفر ذره‌ای را ابتدا فرسوده و سپس انتقال می‌دهد. مدیریت کود نقش زیادی در انتقال کمتر فسفر دارد. بیشترکودی که در سطح زمین پخش می‌شود، بیش از یک تا سه سانتی متر به درون خاک نمی‌رود. از این روست که بسیار مستعد انتقال با رواناب سطحی است. فسفر در زهاب هنگامی‌افزایش شدید می‌یابد که خاک سبک باشد و فسفر با جریان ترجیحی از شکاف ها یا از میان خلل و فرج بزرگ بتواند خود را به زهکش برساند.

در این فصل، به بهترین شیوه‌های مدیریتی فسفر کشاورزی پرداخته می‌شود. هدف از آن این است که از تولید بهینه محصول با کمترین مقدار آلودگی زیست‌محیطی اطمینان حاصل شود. آنچه که در پی می‌آید شامل آزمایش فسفر خاک برای تولید محصول، مدیریت کود فسفری، و تخمین انتقال فسفر از زمین کشاورزی توسط مدل‌ها و یا شاخص‌های فسفر است. افزون بر این، روش‌های شیمیایی چندی نیز که می‌توانند فسفر را از پساب و در درجه کمتری از زهاب، جدا سازند ارائه می‌شود.

٤- ۲- کلیات: مشکلاتی که فسفر ایجاد می‌کند و چرخه فسفر

فسفر عنصری است که بر روی زمین به اشکال ترکیبی متعددی مانند یون فسفات (PO_4^{-3}) در آب، خاک و رسوب یافت می‌شود. مقادیر فسفر در خاک به طور کلی کم است و کمبود آن در بیشتر مواقع رشد گیاه را محدود می‌کند. به همین دلیل است که کشاورزان از کودهای فسفاتی در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌کنند.

کنترل موثرپدیده مغذی شدن آب هنگامی‌می‌تواند موفق باشدکه بتوان افزودن فسفر به آب را کنترل کرد. از این روست که هدف اصلی پژوهشگران، دستیابی به تعادل فسفر در محیط است؛ تعادلی بین عملکرد محصول و حفظ محیط زیست. در قرن بیست و یکم، افزایش جمعیت جهان منجر به افزایش تقاضا برای غذا خواهد شد. از این روست که تولید کود فسفری بیشتر ضرورت می‌یابد. نتیجه این که کاهش ذخایر سنگ فسفات تسریع می‌شود (چادری و همکاران، ۲۰۱۷). تخلیه فسفر به پهنه‌های آبی، منجر به از دست رفتن قابل توجه ذخایر سنگ فسفات و کاهش مقدار فسفر در چرخه جهانی آن می‌شود. علاوه بر این، فسفر کنترل نشده در آب‌های سطحی، یکی از مسائل زیست‌محیطی است که دولت‌ها بودجه زیادی را برای کاهش آن اختصاص می‌دهند.

رواناب و فرسایش دو عامل موثر برای تخلیه فسفر به پهنه‌های آبی هستند. شکل اصلی فسفر در طبیعت، ارتوفسفات است که به وفور در سنگ ها و ذخایر معدنی یافت می‌شود. در آب، فسفر بیشتر به دو صورت محلول و ذره ای[1] (جزئی از ذرات معلق) وجود دارد. سایر اشکال فسفر محلول شامل فسفات‌های متراکم یا پلی فسفات‌ها و فسفات‌های آلی هستند.

فسفر معدنی محلول، شکلی از آن است که به راحتی توسط ریشه جذب می‌شود. فسفر ذره‌ای در خاک رس و سیلت، رسوب و مواد زیستی یافت می‌شود. به طور معمول، فسفر موجود در محلول‌های آبی، به شکل‌های ارتوفسفات و پلی فسفات هستند. عوامل زیستی، شیمیایی و فیزیکی، فسفر ذره‌ای آلی را، چه در درون آب، و چه در رسوباتی که در کف جمع می‌شوند، به فسفر محلول تبدیل می‌کنند. در چرخه طبیعی فسفر، سنگ ها به دلیل هوازدگی، یون‌های فسفات و سایر مواد معدنی را آزاد می‌کنند. سپس گیاهان فرم محلول فسفر را جذب کرده و آن را به ترکیبات آلی تبدیل می‌کنند. چنانچه گیاهانی که در آن‌ها فسفر وجود دارد، توسط گیاهخواران مصرف شوند، فسفر موجود در بدن حیوانات، یا دفع می‌شود و یا در بافت آن‌ها ذخیره می‌گردد. از این رو، پس از مرگ حیوان یا پوسیدگی گیاه، فسفر به خاک باز می‌گردد. مقدار زیادی از آن به صورت نامحلول است. ممکن است بخش کمی‌از آن، از طریق رواناب به اقیانوس ها بازگردد. این چرخه پیاپی فسفر ممکن است پس از مدتی به کمبود فسفر در خاک بینجامد که بی‌تردید پسرفت زیست‌بوم را در پی خواهد داشت (رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱).

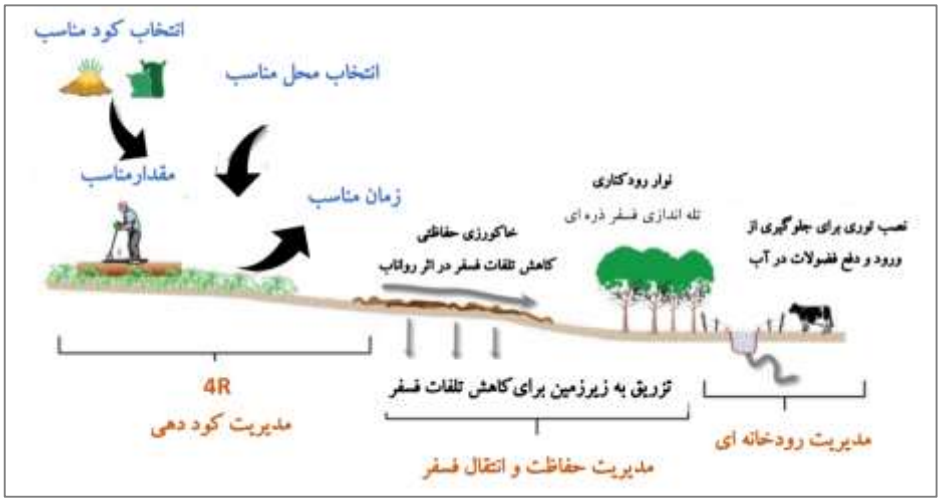
٤- ۳- راه‌های کاهش خطرات زیست‌محیطی فسفر در مزرعه

بی‌تردید پیش‌گیری بهتر از درمان است. از این رو، نخستین اقدام برای کاستن از روند مغذی شدن پهنه‌های آبی، کنترل مصرف کود در مبداء است. شاید به بیان دقیق تر، بهتر است به جای "کاهش مصرف کود" از عبارت "مدیریت کود" استفاده شود.

1 Particulate

٤- ۳- ۱- مدیریت کود

برنامه ریزی دقیق مدیریت کود، جزء اصلی هر برنامه اقدام اصلاحی برای کمینه کردن خطر تلفات مواد مغذی از زمین کشاورزی است. مدیریت کود از رویکرد "4R" پیروی می‌کند که در آن انتخاب کود مناسب (Right source)، به مقدار مناسب(Right rate)، در زمان مناسب (Right time) و در محل مناسب(Right place) مورد توجه قرار می‌گیرد. شکل ۴- ۱ مدیریت کوددهی همراه با چند سازوکار حفاظتی دیگر را نشان می‌دهد.



شکل ٤- ۱- مدیریت کوددهی و چند راهکار حفاظتی برای کاهش تلفات فسفر

٤- ۳- ۱ – ۱- انتخاب کود مناسب

مواد مغذی کود را می‌توان برای سازگارتر کردن با نیازهای محصول فرموله کرد. چنانچه استفاده از کود دامی‌مورد نظر باشد، چون نمی‌توان فرمول کود را تغییر داد، بطور معمول فسفر بیشتری نسبت به نیاز محصول وارد زمین می‌شود. به عنوان نمونه، نسبت نیتروژن به فسفر (N:P) در کود دامی به نسبت (۲ تا ۴ به ۱) است؛ دو تا چهار برابر کمتر از نسبتی که توسط غلات اصلی و یونجه مصرف می‌شود (۸ به ۱). در نتیجه، چنانچه کاربرد کود دامی‌برای رفع نیازهای گیاه به نیتروژن مورد نظر باشد، مقدار فسفر داده شده به خاک، دو تا چهار برابر بیشتر از نیاز سالانه محصول خواهد بود.

استفاده پیاپی کود دامی‌برای تامین نیتروژن کافی، سطح فسفر خاک را بیش از اندازه بالا خواهد برد و خطر تلفات فسفر را افزایش می‌دهد. از سوی دیگر، چنانچه برای تامین نیازهای فسفر برنامه ریزی شود، نیتروژن ناکافی خواهد بود.

در کودهای شیمیایی چنانچه فرمول‌های کودی گوناگونی در دسترس باشد، می‌توان به کشاورزان کمک کرد تا مواد اصلی افزودنی به خاک (N، Pو K) را متناسب با نیازهای محصول و آنچه که در خاک موجود و برای جذب گیاه در دسترس است، تنظیم کنند. از این رو، انتخاب کود مناسب (آلی یا معدنی و نسبت عناصر غذایی اصلی (N، Pو K) موجود در کود) یکی از مهم ترین موضوعات در مدیریت کود به حساب می‌آید.

٤- ٣- ١ – ٢- مقدار مناسب

مقدار کود فسفر بطور معمول بر پایه نیاز محصول تعیین می‌گردد و با در نظر گرفتن مقدار موجود در خاک، تعدیل می‌شود. در مورد کود تجاری فسفر، به منظور پرهیز از استفاده از کودهای گران، می‌توان مقدار آن را برای پاسخگویی به نیازهای محصول و کمینه کردن انباشت بیش از اندازه فسفر خاک تنظیم کرد.

٤- ٣- ١ -٣- زمان مناسب

بسیاری از مطالعات نشان می‌دهند که از دست دادن فسفر در رواناب بطور مستقیم با زمان کاربرد فسفر مرتبط است. فسفر بیشتر با رواناب سطحی دفع می‌شود. زمان مناسب کوددهی هنگامی‌است که چند روز از بارندگی گذشته باشد. به بیان درست تر، زمان مناسب هنگامی‌است که روانابی تولید نشود. چنانچه خطر رواناب زایی مربوط به آبیاری هم باشد، باید همین ترتیب در نظر گرفته شود. با این حال، زمان‌بندی استفاده از فسفر برای جلوگیری از زمان‌هایی از سال که خطر رواناب ناشی از باران بیشتر است، باید با تأمین مواد مغذی در زمان بیشترین مقدارجذب توسط گیاه تعدیل شود.

٤- ٣- ١ – ٤- مکان مناسب

فسفر در خاک، کم تحرک است. بنابراین باید در جای مناسب قرار داده شود. چنین حساسیتی در باره نیتروژن وجود ندارد. قرار دادن کود فسفر به طور کلی برای در دسترس گیاه بودن بسیار مهم‌تر

از مورد کود نیتروژنی است. مخلوط کردن کود دامی‌در نیمرخ خاک، چه با خاکورزی، و چه با قرار دادن زیرسطحی، پتانسیل تلفات فسفر را کاهش می‌دهد. به عنوان نمونه، نشان داده شده است که زیر خاک کردن و اختلاط کود گاوی با خاک باعث کاهش ۲۰ برابری فسفر کل در رواناب می‌شود (شارپلی، ۲۰۱۵ به نقل از مولر و همکاران، ۱۹۸۴).

٤- ٤- مدیریت حفاظت و انتقال فسفر

مدیریت حفاظت و انتقال فسفر به تلاش برای کنترل حرکت فسفر از خاک به مکان‌های حساسی مانند پهنه‌های آب شیرین اشاره دارد. تلفات فسفر از طریق رواناب سطحی و فرسایش را می‌توان با خاک ورزی حفاظتی[1] و مدیریت بقایای گیاهی[2]، نوارهای بافر[3]، مناطق ساحلی[4]، تراس بندی[5]، خاکورزی روی خطوط تراز[6]، گیاهان پوششی[7]، و حوضچه‌های سر راهی[8] کاهش داد. این شیوه‌ها باعث کاهش تأثیر برخورد قطره‌های باران بر سطح خاک، کاهش حجم و سرعت رواناب و افزایش مقاومت خاک در برابر فرسایش می‌شود. با این حال، هیچ یک از این اقدامات نباید به عنوان تنها روش برای کاهش رواناب فسفر دانسته شود.

در ایالات متحده اتخاذ اقدامات حفاظتی، نه تنها به افراد کشاورز، بلکه در بسیاری از مناطق، از طریق جامعه کشاورزان نیز تشویق می‌شود. به عنوان نمونه، بی اکسیژن شدن (هیپوکسی) خلیج مکزیک منجر به یک ابتکار در مقیاس بزرگ برای اجرای شیوه‌های حفاظتی در حوضه رودخانه می‌سی سی پی در ایالات متحده شده است (شارپلی، ۲۰۱۵ به نقل از دیل و همکاران، ۲۰۱۰). حوضه رودخانه می‌سی سی پی ۴۱ درصد مساحت ایالات متحده (یا ۳/۲ میلیون کیلومتر مربع، نزدیک دو برابر ایران) را زهکشی می‌کند. بنابراین، توزیع مکانی کاربرد فسفر بسیار گسترده است. افزون بر این،

1 Conservation tillage
2 Crop residue management
3 Buffer strips
4 Riparian zones
5 Terracing
6 Contour tillage
7 Cover crops
8 Impoundments

شهرداری‌ها و صنایع نیز پساب فسفردار خود را در همین منطقه تخلیه می‌کنند. از این رو، سامانه بسیار پیچیده‌ای در تلفات فسفر وجود دارد که همه آن‌ها باید با هم مورد توجه قرار گیرند. برآوردهای مدل سازمان زمین شناسی امریکا به نام USGS-SPARROW نشان می‌دهد که تا ۸۵ درصد از فسفر و نیتروژن ورودی به خلیج مکزیک از کشاورزی سرچشمه می‌گیرد. سازمان‌های دولتی که وظیفه اجرا و نظارت بر برنامه‌های حفاظتی را برعهده دارند، از این تخمین‌ها برای تسهیم هزینه‌ها به ۱۳ ایالتی که در این حوضه آبریز قرار دارند، استفاده می‌کنند.

یکی از جنبه‌های منحصربه‌فرد این برنامه، ارائه یارانه مالی به کشاورزانی است که از طرح‌های شناخته شده کنار مزرعه[1] مانند زهکشی کنترل شده و بیوراکتورها استفاده می‌کنند. این گونه طرح ها موجب کاهش تلفات نیتروژن و تا اندازه‌ای فسفر در مزرعه می‌گردند و به بهبود کیفیت زهابی که به رود می‌سی سی پی می‌رسد کمک می‌کنند. این گونه طرح ها در اجرای سیستم‌های حفاظتی در سطح گسترده‌ای از زمین‌های کشاورزی برای کمک به کشاورزان برای رفع نگرانی‌های کیفیت آب بسیار موفق بوده است.

٤- ٥- مدیریت منابع فسفر در کود

کودهای معدنی و آلی مانند کودهای دامیو کمپوست، بیشترین منابع فسفر در رواناب کشاورزی هستند. مقدار، زمان‌بندی و روش استفاده از منابع مغذی فسفر نشان‌دهنده شیوه‌هایی هستند که می‌توان آن‌ها را برای کمینه کردن خطرات بالقوه جابجایی فسفر از زمین‌های کشاورزی مدیریت کرد. مولینز و همکاران، ۲۰۰۵ دریافتند که فسفر محلول در رواناب حاصل از شبیه ساز باران با نتیجه آزمایش فسفر خاک به جز در کرت‌هایی که به تازگی کود داده شده اند همبستگی زیادی دارد. همچنین فسفر محلول اندازه گیری شده در رواناب سطحی، در درجه اول به مقدار فسفر محلول در کود مربوط می‌شود. شیوه کوددهی نیز از اهمیت برخوردار است. مزارعی که با کودپاش گریز از مرکز کوددهی می‌شوند، مقدار بسیار بیشتری از مزارعی که کود را در عمق ۵ سانتی متری قرار می‌دهند، رواناب را با فسفر آلوده می‌کنند. کودهایی که بر روی سطح خاک داده می‌شوند، به ویژه زمانی که با مقادیر بالا یا در مناطق پر بارندگی یا درست پیش از بارش یا آبیاری استفاده شوند،

1 Edge of the field

بیشتر مستعد تلفات فسفر خواهند بود. افزون بر این، کودهایی که کمتر در آب محلول هستند، باید در برخی از مناطق (مانند مناطق پر باران) ترجیح داده شوند تا انتقال فسفر به رواناب به کمترین مقدار برسد.

همانطور که گفته شد، جدای از مقدار کود، شکل فسفر مصرفی و نحوه قرارگیری آن در خاک، زمان مصرف کود فسفر همزمان با هوای خشک نیز در کاهش تلفات اتفاقی فسفر، به ویژه در مناطق پر باران یا جایی که در آن آبیاری مکرر انجام می‌شود اهمیت اساسی دارد. از آنجایی که بخش بزرگی از تلفات سالانه فسفر در طول یک یا دو بارش شدید رخ می‌دهد، پرهیز از کاربرد فسفر در دوره‌هایی از سال که در آن انتظار بارش‌های شدید می‌رود، پتانسیل تلفات فسفر را کاهش می‌دهد. در این زمینه، به لزوم افزایش فاصله زمانی بین استفاده از منابع مغذی فسفر و یک رویداد بارش/رواناب برای کاهش انتقال فسفر در رواناب پی برده شده است (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۱). از سوی دیگر گفته می‌شود که غلظت مواد مغذی در رواناب می‌تواند بیشتر به تعداد رخدادهای بارندگی پس از زمان کاربرد کود بستگی داشته باشد. تعداد رویدادهای بارندگی، بیشتر از مقدار سالانه رواناب بر تلفات فسفر تاثیر دارد.

هدف نهایی مدیریت فسفر برای حفاظت از محیط زیست، جلوگیری از انتقال منابع فسفر است. از این دیدگاه، راهبردهایی که توسط شارپلی و همکاران(۲۰۰۰) برای کاهش انتقال فسفر ارائه شده است را می‌توان به اقدامات پیشگیرانه و رهگیری دسته‌بندی کرد. راه حل‌های پیشگیرانه مانند کشت گیاهان پوششی به منظور کاهش رواناب سطحی و فرسایش در مبدا آن و کمینه کردن رویارویی رواناب با فسفر و فن آوری‌های رهگیری مانند استفاده از نوارهای بافر برای حذف فسفر از طریق جریان رواناب.

خاکورزی حفاظتی و مدیریت بقایای محصول، نوارهای بافر، کشت روی تراس، خاکورزی روی خطوط تراز، گیاهان پوششی، آبراهه‌های سبز، و ایجاد مناطق ساحلی از دیگر اقداماتی هستند که برای کاهش حرکت فسفر توسط فرسایش و رواناب پیشنهاد شده اند (شارپلی و ویترز، ۱۹۹۴). این شیوه‌ها شدت برخورد باران بر سطح خاک را کاهش می‌دهند یا از حجم و سرعت رواناب می‌کاهند و یا مقاومت خاک در برابر فرسایش را افزایش می‌دهند.

شیوه‌های خاکورزی حفاظتی، به ویژه زمانی که بیشتر بقایای محصول روی سطح خاک باقی می‌ماند، تلفات خاک و فسفر را به میزان قابل توجهی کاهش می‌دهد. با استفاده چندباره از کود، نیز می توان به کاهش تلفات فسفر کمک کرد. چنانچه کود فسفری در سطح خاک پاشیده شود، غلظت فسفر محلول در چند سانتی متر بالایی خاک بیشترین مقدار را دارد.

در خاکورزی حفاظتی، که در آن اختلاط چندانی در خاک انجام نمی‌شود، تلفات فسفر بیشتر می‌شود. از این روست که استفاده متناوب از خاکورزی معمولی و خاکورزی حفاظتی برای مخلوط کردن خاک سطحی با خاک زیرین توصیه می‌شود. اگرچه شیوه‌های خاکورزی حفاظتی رواناب و فرسایش را کاهش می‌دهند، لیکن ممکن است اثرات متفاوتی بر تلفات فسفر محلول و ذرات معلق نشان دهند (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۶). در واقع، اگرچه در خاکورزی حفاظتی، بقایای گیاهی باقی‌مانده روی سطح خاک، رواناب سطحی و فرسایش خاک را کاهش می‌دهند، نفوذ آب از نیمرخ خاک ممکن است در هنگام بارندگی افزایش یابد و در نتیجه تلفات فسفر با آبشویی بیشتر شود. بنابراین، انجام خاکورزی حفاظتی ممکن است عواقب و پیامدهای ناخواسته‌ای برای مدیریت پایدار فسفر داشته باشد (ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از داد و شارپلی، ۲۰۱۶).

خاک‌پوشی [1] با بقایای گیاهی نه تنها با افزایش نفوذ آب به خاک و کاهش حجم رواناب، خطرات فرسایش خاک را به کمترین مقدار می‌رساند، بلکه جدا شدن و انتقال ذرات خاک را نیز با از بین بردن ضربه باران به خاک کاهش می‌دهد. در یک رویکرد جدید کشاورزی، خاک‌پوشی با کلش برای محافظت از سطح خاک، چه در زمان کشت و چه در هنگام آیش، ارائه شده است. با باقی گذاشتن بقایای گیاهی روی سطح خاک در طول دوره آیش، برای محافظت از سطح خاک در برابر قطرات باران، می‌توان از فرسایش خاک پیش‌گیری کرد. این کار با کشت گیاهان پوششی (مانند علف‌ها، حبوبات، یا سایر گیاهان علفی) برای مصرف مواد مغذی باقی‌مانده در خاک پس از برداشت محصول قبلی، برای شکستن لایه‌های محدود کننده توسعه ریشه، بهبود ساختمان خاک و افزایش مواد آلی خاک در دوره‌هایی انجام می‌شودکه محصولات اصلی روی زمین نیستند.

1 Mulching

آبراه‌های سبز برای به دام انداختن رسوب و کاهش سرعت جریان آب و رساندن آن به سرعت غیر فرسایشی و کاستن از خطر ایجاد سیل توصیه شده‌اند. در برخی موارد، آبراه‌های سبز در جهت عمود بر شیب احداث می‌شوند تا رواناب را قطع کرده و جریان روی زمین را حایل شوند (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۶). افزون بر این، شکل‌های گوناگون بافر ساحلی[1] در قالب نوارهای فیلتر، نوارهای چمن روی خطوط تراز، مرزهای مزرعه، و موانع رویشی (چَپَر) نیز می‌توانند از سرعت حرکت رواناب بکاهند و در کاهش انتقال فسفر ذره‌ای نقش داشته باشند. بافرهای اجرا شده، در درجه اول به عنوان ابزاری برای به دام انداختن رسوبات در حال خروج از زمین‌های کشاورزی، و سپس برای افزایش نفوذ رواناب به خاک و در نتیجه به عنوان راه‌هایی برای محدود کردن انتقال فسفر ذره‌ای در نظر گرفته می‌شوند. پوشش گیاهی می‌تواند شکل‌های گوناگون فسفر محلول در رواناب را جذب و تثبیت کند. با این حال گزارش شده است که اثربخشی بافرهای رویشی با انباشته شدن رسوب در بافر، با گذشت زمان کاهش می‌یابد، به طوری که در نهایت، به جای این که به عنوان مخزن فسفر عمل کنند، به منبع فسفر تبدیل می‌شوند (ماردامو تو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از شارپلی، ۲۰۰۰؛ زائمز و شولتز، ۲۰۰۲؛ و شپرد و همکاران، ۲۰۰۶).

٤- ٦- حرکت فسفر در سطوح بزرگ

تمام اشکال فسفر در خاک، به شکل محلول، رونشینی شده یا چسبیده و ترسیب شده یا آلی، مستعد انتقال به آب هستند. انتقال فسفر خاک از طریق رواناب سطحی هنگامی‌روی می‌دهد که آبی در سطح خاک جریان داشته باشد. آب، فسفر قابل انحلال را حل کرده و یا ذرات فسفر را دچار فرسایش کرده و انتقال می‌دهد. فسفر محلول می‌تواند به هر دو شکل معدنی و آلی باشد. انتقال آن در درون بیشتر خاک ها به دلیل حلالیت کم فسفر خاک، ظرفیت جذب بالای خاک رس برای فسفر، و به طور کلی پیوند قوی فسفر با خاک و مواد آلی، زیاد نیست. در نتیجه، انتقال فسفر کل بیشتر به صورت ذرات فسفر انجام می‌شود. با این حال، در خاک‌هایی که از کودهای آلی استفاده می‌کنند، مقدار فسفر محلول ممکن است زیاد باشد. علاوه بر این، هنگامی‌که شیوه‌های خاکورزی

1 Riparian buffer

حفاظتی برای کاهش خطر فرسایش به کار برده می‌شوند، انتقال فسفر محلول ممکن است بیشتر شود.

فسفر محلولی که در رواناب دیده می‌شود، از آزاد شدن فسفر از ناحیه نازکی از خاک سطحی (۱تا ۳ سانتی متری) سرچشمه می‌گیرد. برهمکنش رواناب سطحی با خاک سطحی، بیشترین مقدار را دارد و به طور نمایی با افزایش عمق کاهش می‌یابد(ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از دوارتی، ۲۰۰۶). شارپلی در ۱۹۸۵ نشان داد که عمق موثری که در آن اثر متقابل بین خاک سطحی و رواناب وجود دارد، با شدت بارندگی و شیب زمین افزایش می‌یابد. برای انتقال فسفر محلول توسط جریان سطحی، ابتدا فسفر چسبیده به ذرات خاک به حالت محلول در می‌آید، و در پی آن، حرکت فسفر در آب رخ می‌دهد. فسفر آلی محلولی که توسط ذرات خاک جذب نمی‌شود، ممکن است با رواناب سطحی یا زهاب زیرزمینی منتقل شود.

آبشویی و جریان زیرزمینی فسفر با زهاب فقط در برخی شرایط خاص نگران کننده است. به عنوان نمونه، می‌توان به خاک‌هایی که فسفر بسیار زیادی دارند، یا زمین‌هایی که سامانه‌های زهکشی زیرزمینی در آن‌ها، مسیری را برای حرکت آب و املاح محلول در خاک فراهم می‌کنند اشاره کرد. به طور کلی، هر شکلی از جریان آبی که ذرات خاک را دور بزند، یک نگرانی زیست‌محیطی است؛ زیرا احتمال حفظ فسفر توسط خاک را کاهش می‌دهد و پتانسیل ورود فسفر محلول به آب‌های زیرزمینی و سطحی را افزایش می‌دهد (ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از پیرزینسکی و همکاران، ۲۰۰۰).

غلظت فسفر در جریان زیرسطحی، به طور کلی، بسیار کم و بسیار پایین‌تر از آستانه اوتروفیکاسیون است. این موضوع هنگامی اهمیت بیشتری می‌یابد که افق‌های زیرزمینی با کمبود فسفر روبرو باشند. در نتیجه، آبشویی فسفر به ندرت به عنوان یک موضوع مهم زیست‌محیطی دانسته می‌شود. بدیهی است که این گزاره در مزارعی که کود فسفری یا کود دامی‌بسیار زیاد مصرف می‌کنند، یا در خاک‌های شنی که سطح آب بالایی دارند و یا در مزارع دارای سامانه‌های زهکشی زیرزمینی درست نیست. زهکشی زیرزمینی در خاکهای آلی و در خاک‌های با زهکشی ضعیف، باعث افزایش نفوذ

و نشت آب می‌شود و در نتیجه احتمال آبشویی فسفر در افق‌های زیر سطحی را افزایش می‌دهد. در عوض، به این ترتیب حرکت فسفر در رواناب سطحی کاهش می‌یابد.

همانطور که در بالا گفته شد، انتقال فسفر ذره‌ای از مزارع ناشی از فرسایش خاک است. فرسایش به شدت بارندگی یا انرژی رواناب ناشی از بارندگی یا ذوب برف بستگی دارد (ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از پیرزینسکی و همکاران، ۲۰۰۰).

هنگامی‌که فسفر ذره‌ای وارد پهنه آبی می‌شود، بسیاری از فرایندهای چرخه فسفر، با سرعت‌های متفاوت، به کار خود ادامه می‌دهند. ذرات معلق فسفر (معلق یا چسبیده به رسوب) نه تنها در ارتباط با خاک هستند، بلکه با مواد رویشی فرسایش یافته در مسیر رواناب نیز حرکت می‌کنند. در سامانه‌های کشاورزی مستعد فرسایش، فسفر موجود در رواناب، بیشتر به شکل ذره‌ای است، مگر این که شیوه‌های خاکورزی حفاظتی برای کاهش فرسایش اجرا شده باشد که در این صورت، فسفر محلول ممکن است بیشتر قابل توجه باشد.

در واقع، مقدار و شکل فسفری که به پهنه‌های آبی می‌رسد، بسته به محلی که از آن سرچشمه گرفته، مسیر انتقال و شیوه‌های مدیریتی بسیار متفاوت خواهد بود. در طول مسیر انتقال، فسفر محلول و فسفر ذره‌ای معلق، با خاک و آب برهم کنش دارند. با انجام این کار، تعیین دقیق مسیرهای حرکت و انتقال فسفر دشوار می‌شود. تغییرات زیادی در این راستا پیش می‌آید و نمی‌توان به درستی به مسیرهای گوناگونی که فسفر می‌پیماید تا خود را به مقصد برساند پی برد. به همین ترتیب، نمی‌توان سهم هر یک از شکل‌های فسفری که به مقصد می‌رسند را تعیین کرد.

٤- ٦- ١- مدل مفهومی‌انتقال فسفر

توسعه یک مدل مفهومی‌انتقال فسفر، گام مهمی‌برای درک تفاوت‌های حرکت فسفر در مقیاس‌های گوناگون و نیز برای یافتن مبنایی برای مدل‌سازی حرکت فسفر به آب‌های سطحی است. مدل همچنین می‌تواند به تعریف عاملی بپردازد که شاخص فسفر نامیده می‌شود. یک مدل مفهومی‌از انتقال فسفر، همان طور که در شکل ۴- ۲ نشان داده شده است، باید مسیرهای هیدرولوژیکی، منابع فسفر، اشکال فسفر، فرایندها و بر هم کنش‌هایی که در مسیر انتقال پیش می‌آید را شبیه سازی کند.

ماردا‌موتو، ۲۰۲۱

شکل ٤-۲ - مدل مفهومی‌انتقال فسفر غیر نقطه‌ای از مزارع به آب‌های سطحی

هایگارث و جارویس، ۱۹۹۹ شکل‌هایی از فسفری که می‌توانند متحرک باشند را به عنوان یک مفهوم غیر کمّی‌تعریف کردند. این تعریف، فسفر را از نظر اشکال شیمیایی، زیستی یا فیزیکی و همچنین از نظر پتانسیل آن برای انتقال به پهنه‌های آبی توصیف می‌کند. به عنوان نمونه، مزارعی با فسفر بالا، یا شاخص فرسایش بالا، در هر دو مورد از دیدگاه تحرک دارای وضعیت بالا یا زیاد در نظر گرفته می‌شوند. حتی در همین وضعیت نیز، اگر بارندگی کم باشد و یا بارشی روی ندهد، انتقال فسفر رخ نمی‌دهد. به طور خلاصه، هایگارث و جارویس(۱۹۹۹) فسفری که می‌تواند متحرک باشد را از دیدگاه مفهومی‌به عنوان مخزن فسفر در خاک در نظر گرفتند که می‌تواند در برابر انتقال یا

تلف شدن در آب آسیب پذیر باشد. بنابراین، آن‌ها پتانسیل انتقال فسفر را از فسفری که در واقع حمل می‌شود، متمایز کردند. مقدار بالقوه متحرک فسفر که در واقع توسط مسیرهای هیدرولوژیکی گوناگون به آب‌های سطحی منتقل می‌شود، مقدار واقعی است و مقداری که قابلیت انتقال دارد، کل فسفر به حساب می‌آید (شکل ۴-۲ - ردیف مسیرها). این مدل مفهومی‌برای کمک به طراحی راهبردهایی است که برای کاهش آلودگی بی کانون (غیر نقطه‌ای) فسفر در نظر گرفته شده است.

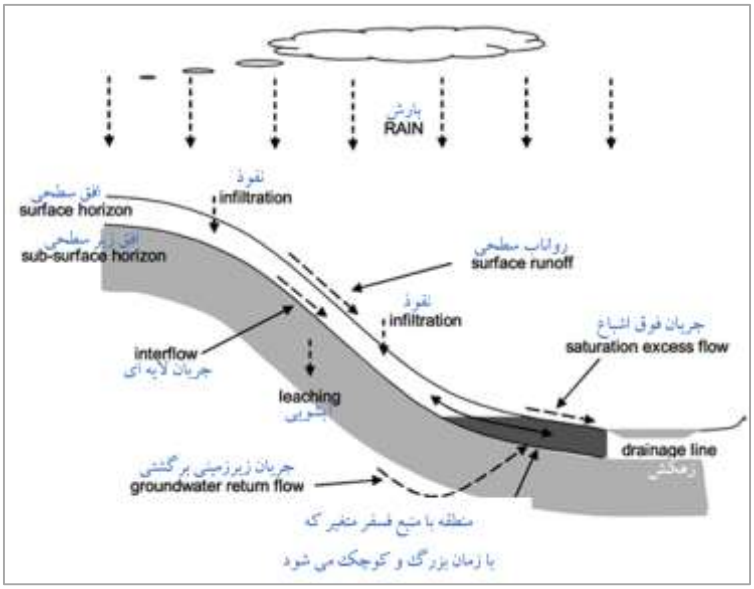
در این مدل مفهومی، منابع فسفر در اراضی کشاورزی شامل فسفر خاک، کودهای فسفری، مواد اصلاحی فسفری داده شده به خاک و بقایای گیاهی باقی‌مانده در مزارع پس از برداشت است. سهم هر یک از این منابع فسفری، بر پایه در دسترس بودن آن‌ها و سرعتی که در هر یک از آن‌ها فسفر می‌تواند به حرکت در بیاید، تعیین می‌شود. در مدل مفهومی، فرایندهای حرکت، بر پایه سه سازوکار متمایز انتقال شیمیایی (مانند آبشویی)، فیزیکی (مانند فرسایش خاک) و تصادفی طبقه‌بندی شده اند. روش‌های انتقال تصادفی به تلفات کوتاه‌مدت فسفر اشاره دارد؛ مانند هنگامی‌که بارندگی در مدت کوتاهی پس از کاربرد کودهای فسفری و/یا اصلاح کننده‌های خاک رخ می‌دهد و منجر به بالا رفتن غلظت فسفر در رواناب می‌شود.

در کوهپایه‌ها، شرایط اندکی متفاوت است. رواناب سطحی بیشتر، فرسایش بیشتر، نفوذ کمتر و آبشویی کمتر می‌توانند از تفاوت‌های بین مزارع و کوهپایه‌ها باشند (شکل ۴-۳).

جدول ۴-۱ فرایندهای هیدرولوژیکی، بازه‌های زمانی تقریبی رویدادها و مسیرهای انتقال هیدرولوژیکی در جریان‌های گوناگون را نشان می‌دهد. از مفاهیم این جدول می‌توان در مدل سازی استفاده کرد.

هایگارث و شارپلی (۲۰۰۰) در مدل مفهومی‌خود، آبشویی را به عنوان یک فرایند، و نه یک مسیر، طبقه بندی کرده اند. این دو رواناب را به عنوان حرکت جانبی آب در زمین، در سطح و زیر سطح خاک، که باعث افزایش کوتاه مدت جریان آب در خروجی حوضه می‌شود، تعریف کردند (جدول ۴- ۱ و شکل ۴- ۲). رواناب سطحی، ممکن است از دو سازوکار ایجاد شود. رواناب سطحی هنگامی‌روی می‌دهد که شدت بارندگی از سرعت نفوذ خاک بیشتر شود. در این حالت، ممکن است نیمرخ خاک هنوز اشباع نشده باشد. به طور معمول، این حالت در ابتدای بارش و هنگامی‌روی

می‌دهد که هنوز بارش ادامه دارد. در حالت دوم، عامل اصلی رواناب، مقدار بارش است و نه شدت باران. هنگامی‌که مقدار باران ریزش کرده، سطح ایستابی را به سطح زمین برساند، هر قطره باران به رواناب تبدیل می‌گردد.



ماردامو تو، ۲۰۲۱

شکل ٤- ۳- مولفه‌های اصلی هیدرولوژی در کوهپایه‌ها

در حالی که رواناب حاصل از نفوذ آب باران تشکیل می‌شود، رواناب حاصل از اشباع شدن خاک، دو عامل دارد: باران و آب موجود در خاک. افزون بر این، در حالت اول، مقداری از باران صرف پر کردن چاله‌ها و نقاط پست می‌شود. هر مقدار بارندگی بعدی در این مناطق اشباع، دیگر نمی‌تواند جذب شود و منجر به رواناب خواهد شد. مناطق اشباع با توجه به تغییرات در بیلان آب حوضه، بزرگ و کوچک می‌شوند. از این نواحی به عنوان مناطق منبع متغیر در حوضه یاد می‌شود (شکل ۳-۱۷). مفهوم منطقه منبع متغیر هنگامی‌که بسط داده شود، مفهوم منطقه منبع بحرانی را ایجاد می‌کند.

جدول ٤-١ - فرایندهای هیدرولوژیکی، بازه‌های زمانی تقریبی رویدادها و مسیرهای انتقال هیدرولوژیکی

عبارت		مقیاس زمانی	مقیاس و حالت	تعریف
جریان لایه ای	Interflow	دقیقه و ساعت	شیب، مزرعه	جریان جانبی زیر سطح زمین
جریان از درون خاک (و جریان ترجیحی)	Matrix flow (also by-pass flow)		خاک	حرکت عمودی آب به سمت پایین در امتداد مسیرهای زیرزمینی مانند کرم راهه‌ها و شکاف ها که بیشتر در شرایط غیر اشباع رخ می‌دهد. همچنین در محیط‌های بسیار متخلخل (مانند خاک‌های شنی) رایج است.
رواناب	Runoff	دقیقه و ساعت	شیب، مزرعه	اصطلاح کلی هیدرولوژیکی که حرکت جانبی آب از زمین در بالا و زیر زمین را توصیف می‌کند و باعث افزایش کوتاه مدت جریان در خروجی حوضه می‌شود.
جریان روی زمین (رواناب)	Overland flow (also referred to as surface runoff)	دقیقه و ساعت	شیب، مزرعه	حرکت جانبی آب منحصراً بر روی سطح خاک، در جهت شیب، در هنگام باران شدید.
جریان برگشتی	Return flow	دقیقه و ساعت	شیب، مزرعه	جایی که جریان زیرزمینی در روی زمین پدیدار می‌شود.

ماردامو تو، ۲۰۲۱

گونه‌های فسفر، به طور کلی، بر پایه اندازه فیلتر تعریف می‌شوند. اندازه ذرات کوچکتر و بزرگتر از ۰/۴۵ میکرون، گونه‌های فسفر را از یکدیگر متمایز می‌کند. به طور معمول، جلبک ها ذرات فسفر کوچکتر از این مقدار را جذب می‌کنند. این مقدار شامل فسفر محلول و بخشی متغیر از فسفر ذره‌ای است (شارپلی و همکاران، ۱۹۹۲). نزدیک به همه فسفر محلول منتقل شده از طریق رواناب برای جلبک ها قابل استفاده است، در حالی که فسفر ذره‌ای وارد شده به رودخانه‌ها و دیگر آب‌های سطحی باید پیش از استفاده توسط موجودات آبزی، به حالت محلول در آید.

جلبک ها می‌توانند بی درنگ فسفر واکنش پذیر محلول را نیز مصرف کنند؛ در حالی که ذرات فسفر (چه آلی و چه معدنی) منابع درازمدت فسفر را تشکیل می‌دهند.

فراهمی‌زیستی[1] فسفر ذره ای، بسته به ماهیت خاک در حال فرسایش و پهنه پذیرنده بین ۱۰ تا ۹۰ درصد متغیر است. نظارت بر مقدار فسفر قابل دسترس زیستی (چه محلول و چه ذره ای) که به رواناب منتقل شده مهم است زیرا فسفر زیستی نقش مهمی‌در اوتروفیکاسیون آب‌های دریافت کننده ایفا می‌کند. می‌توان از نوارهای اکسید آهن برای تعیین مقدار دقیق فسفر زیستی در رواناب کشاورزی استفاده کرد. از این رو می‌توان به آسانی تأثیر رواناب کشاورزی بر بهره وری زیستی آب‌های دریافتی را ارزیابی کرد.

جدول ٤- ۲- اندازه شکل‌های گوناگون فسفر

رده بندی فسفر	واژه‌های معادل	Equivalent terms employed in literature
TP (unf)	فسفر کل از نمونه فیلتر نشده	Total P from an unfiltered sample
TP (>0.45 µm)	فسفر ذره ای، فسفر چسبیده به رسوب، فسفر معلق	Particulate P, sediment-bound P, suspended P
TP (<0.45 µm)	کل فسفر محلول	Total dissolved P
RP (unf)	کل فسفر واکنش پذیر	Total reactive P
RP (<0.45 µm)	فسفر واکنش پذیر با مولیبدیت، فسفر محلول واکنش پذیر، فسفر قابل حل واکنش پذیر، فسفر واکنش پذیر با مولیبدیت، اورتوفسفات‌ها، فسفر غیر آلی، فسفات	Molybdite-reactive P, dissolved reactive P, soluble reactive P, dissolved molybdite reactive P, orthophosphate, inorganic P, phosphate
RP (>0.45 µm)	فسفر واکنش پذیر با مولیبدیت، فسفر ذره‌ای واکنش پذیر با مولیبدیت	Molybdate-reactive particulate P, particulate reactive P
UP (unf)	کل فسفر آلی	Total organic P
UP (<0.45 µm)	فسفر محلول آلی، فسفر قابل حل واکنش پذیر، فسفر محلول غیر واکنش پذیر	Dissolved organic P, soluble organic P, dissolved nonreactive P
UP (>0.45 µm)	فسفر ذره‌ای آلی	Particulate organic P
		RP: reactive P; TP: total P; UP: unreactive P

هایگارث و شارپلی، ۲۰۰۰

[1] Bioavailability

به درصد قابلیت جذب یک ماده خوراکی، دارو یا سم در گردش خون بدن، یا قابلیت جذب کود در گیاه گفته می‌شود.

٤- ٦- ٢- مدیریت فسفر درکشاورزی برای حفاظت از محیط زیست

مصرف درازمدت کود شیمیایی و دامی، که در بیشتر مواقع بیش از نیاز محصول است، منجر به افزایش سطح فسفر خاک تا اندازه‌ای می‌شود که فسفر به یک نگرانی زیست‌محیطی تبدیل گردد. این وضعیت، به‌ویژه در مناطقی که در آن‌ها محصولات کشاورزی پرنهاده کشت می‌شود و تعداد دام‌ها زیاد است، دیده می‌شود. هر چند تلفات فسفر برای فردکشاورزی که از کود بیش از اندازه استفاده می‌کند، از دیدگاه اقتصادی چندان مهم نیست، لیکن منجر به بدتر شدن کیفیت آب به دلیل تسریع مغذی شدن آب (اوتروفیکاسیون) می‌شود که اثرات اقتصادی قابل توجهی در خارج از محل کوددهی بر جا می‌گذارد. حذف مواد مغذی در مبدا، اگرچه گران است، ولی روشی کارآمد برای کاهش غلظت فسفری است که با رواناب از مزرعه خارج می‌شود. چندین محصول جانبی صنایع وجود دارند که توانایی چسبیدن به مقادیر زیادی از فسفر دارند. چنین موادی عبارتند از: خاکستر آتشفشانی، سرباره فولاد، زهاب معادن اسیدی، بقایای تصفیه آب آشامیدنی، گچی که برای گوگردزدایی مصرف می‌شود و نیزخروجی گازهای برخی صنایع.

در مدیریت فسفر کشاورزی، تغییرات فزاینده‌ای در جهت حرکت به سمت راهبردهایی دیده می‌شود که از محیط زیست محافظت کنند. به این واقعیت پی برده شده است که چاره جویی برای علت اوتروفیکاسیون هزینه کمتری نسبت به درمان آن در مقصد دارد. افزون بر این، اقدامات اصلاحی در حوضه آبریز به چندین سال زمان نیاز دارد. هایگارث و همکاران، ۲۰۱۴ علت زمان بر بودن حذف واقعی فسفر را در این می‌دانند که فسفر انباشته شده در خاک به آرامی به سطح می‌آید و با رواناب به خارج هدایت می‌شود. الگوهای رهاسازی فسفر در حوضه‌ها و رودخانه‌ها نیز پیچیده و آرام است. در جستجوی راهبردهایی که اثرات زیست‌محیطی فسفر را به کمترین مقدار برساند، چندین عامل مهم در نظر گرفته می‌شود. برای اینکه فسفر باعث ایجاد مشکل زیست‌محیطی شود، باید در وهله نخست منبعی از فسفر وجود داشته باشد (مانند فسفر خاک، کود دامی‌یا شیمیایی) و در وهله دوم، فسفر باید به پهنه آبی حساس منتقل شود. سه مسیر اصلی که فسفر می‌پیماید تا از خشکی به آب برسد عبارتند از: خاک فرسایش یافته، رواناب سطحی و شیرابه و زهاب. راهبردها و فنون مدیریتی گوناگونی که برای جلوگیری از تلفات فسفر کشاورزی به کار گرفته شده‌اند، حول دو عامل منبع

و انتقال می‌چرخند. در اصل، با هم زمان کردن دقیق کاربرد کود فسفری با نیازهای گیاهی برای رسیدن به عملکرد دلخواه، انباشت فسفر در خاک به کمترین مقدار می‌رسد و بیشتر فسفر افزوده شده به خاک، در محصولات گیاهی به دانه یا علوفه تبدیل می‌شود. در حالی که به طور معمول مقدار فسفر در خاک به سطحی بالاتر از حد کافی برای رشد بهینه محصول می‌رسد، مدیریت عوامل انتقال با هدف کنترل حرکت فسفر از زمین‌های کشاورزی به مکان‌های حساسی مانند پهنه‌های آب شیرین اهمیتی دو چندان می‌یابد.

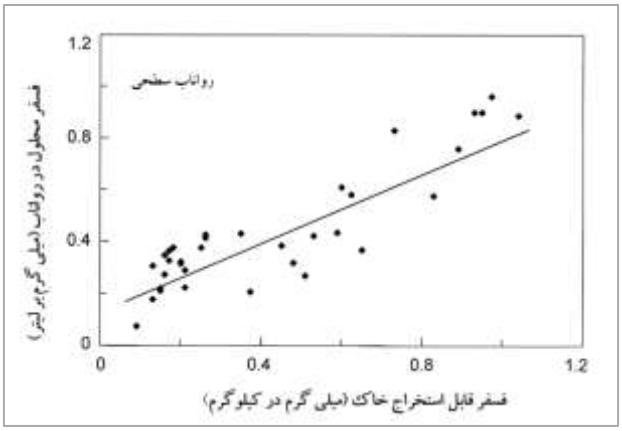
در عمل، راهبردهای اصلاحی مدیریت فسفر به دنبال شناسایی مناطق بحرانی دریافت کننده فسفر هستند. مناطق بحرانی با گذشت زمان به سرعت در اثر بارش، شرایط رطوبت پیشین خاک، دما، نوع خاک، توپوگرافی، آب زیرزمینی و وضعیت رطوبت در حوضه آبریز، بزرگ و کوچک می‌شوند (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۱).

٤- ۷- آزمایش فسفر خاک

همانطور که در بالا ذکر شد، یک راهبرد برای محافظت از منابع آب شیرین در برابر مغذی شدن سریع آب (اوتروفیکاسیون)، شناسایی مناطق بحرانی وجود فسفر در منطقه است. در این زمینه، با گذر از نگرانی‌های زراعی به سمت نگرانی‌های زیست‌محیطی، استدلال می‌شود که فسفری که بیش از نیاز محصول به خاک داده می‌شود، در برابر حذف توسط رواناب سطحی یا آبشویی آسیب‌پذیر است. بر این اساس، آزمون فسفر خاک می‌تواند برای نشان دادن زمانی که فسفر در رواناب از مقدار مجاز می‌گذرد، مورد استفاده قرار گیرد (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۱). رویکرد رایج تا به امروز، تفسیر آزمایش‌های فسفر در خاک زراعی بوده است. در واقع فسفر خاک نباید از مقداری که برای تولید بهینه محصول لازم است بیشتر باشد.

مطالعات بی شماری نشان داده‌اند که غلظت فسفر محلول در رواناب با غلظت فسفر خاک‌های سطحی هم بستگی نزدیکی دارد، مگر این که به تازگی به خاک کود داده شده باشد (شکل ۴-۴). از این سخن می‌توان دریافت که برای کاهش خطر مغذی شدن آب باید از حجم رواناب و زهاب زیرزمینی کاست. مفهوم درجه اشباع فسفر خاک نیز به عنوان شاخصی برای پتانسیل تلفات فسفر

مورد استفاده قرار می‌گیرد. اشباع فسفر خاک به این معناست که پس از آن، فسفر داده شده، از خاک به رواناب سطحی یا آب آبشویی منتقل می‌شود (شارپلی، ۲۰۰۰).



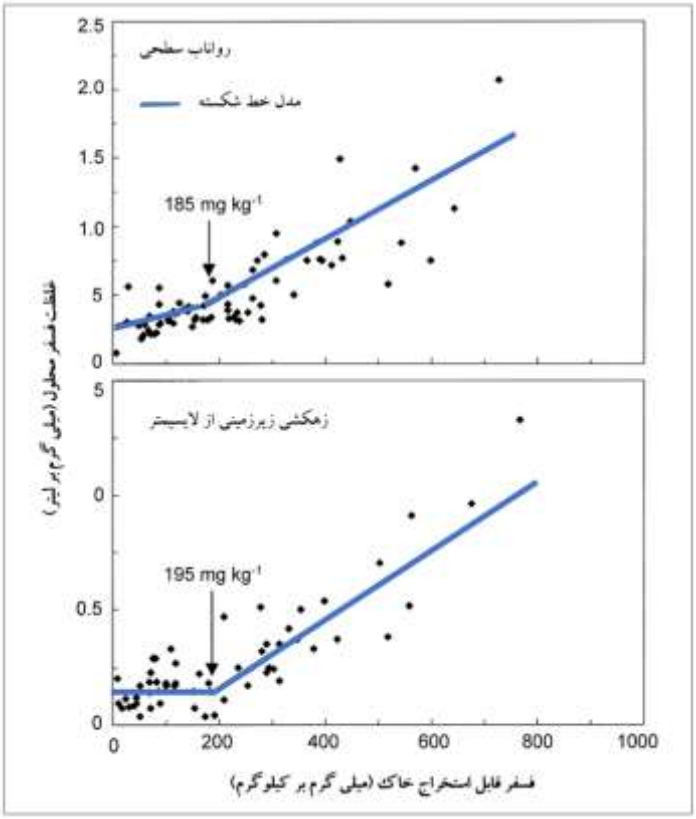
شارپلی و همکاران، ۲۰۰۱

شکل ٤-٤ - رابطه بین غلظت فسفر محلول در رواناب سطحی با فسفر قابل استخراج خاک

مدل خط شکسته یکی از رویکردهایی است که توسط مک داول و شارپلی، ۲۰۰۱ برای تعیین آستانه خطر زیست‌محیطی فسفر خاک پیشنهاد شده است. در این مدل، رابطه بین فسفر خاک و فسفر محلول در رواناب به دو بخش تقسیم می‌شود: در بخش اول با تلفات کمتر و در بخش دیگر با تلفات بیشتر فسفر در اثر یک واحد افزایش فسفر اشباع خاک (شکل ۴-۵). از مدل خط شکسته در بسیاری از موارد برای شناسایی خاک‌هایی که وضعیت فسفر آن‌ها بیش از حد بالاست و ممکن است منجر به خطرات زیست‌محیطی قابل‌توجهی شوند، استفاده شده است.

در حالی که مطالعات آزمایش فسفر خاک از دیدگاه محیط زیستی، به طور کلی، در توصیف رابطه بین غلظت فسفر در خاک و در رواناب سطحی نویدبخش بوده است، باید پذیرفت که این روابط هنوز در ارزیابی ریسک فسفر محیطی، کاربرد محدودی دارند. دلیل امر این است که آزمایش خاک، فرایندهای انتقال فسفر از منطقه تا رسیدن به آب‌های سطحی و نیز عوامل مدیریتی و فاصله بین مبدا و پهنه آبی حساس را در نظر نمی‌گیرد. در نتیجه، سطح بحرانی فسفر خاک، به تنهایی، با

توجه به پتانسیل تلفات فسفر پر معنی نیست، مگر این که بتوان آن را همراه با تخمین رواناب سطحی، فرسایش و آبشویی بالقوه تفسیر کرد (شارپلی و همکاران، ۲۰۱۲).



شارپلی و همکاران، ۲۰۰۱

شکل ٤- ٥- رابطه بین غلظت فسفر محلول در رواناب سطحی با فسفر خاک (مدل خط شکسته)

(تا ۵ سانتی متری خاک در لایسیمتری به عمق ۳۰ سانتی متر)

با این وضع، گر چه آزمایش فسفر خاک به خودی خود سودمندی محدودی دارد، لیکن هنوز، زمینه‌ای برای استفاده از آن در ارزیابی جامع خطر تلفات فسفر وجود دارد. به عنوان نمونه، می‌توان از آن برای غربالگری خاک‌هایی که خطر جابجایی فسفر در آن‌ها وجود دارد، استفاده کرد. بهترین شیوه‌های مدیریتی برای کنترل حرکت فسفر تنها زمانی می‌توانند مؤثر باشند که در رویدادهای بارندگی، مناطق منبع فسفر که در حوضه آبریز از نظر هیدرولوژیکی فعال هستند را هدف قرار دهند. بنابراین، یک

رویکرد جامع‌تر که منبع فسفر، انتقال فسفر و عوامل مدیریتی را با هم در نظر بگیرد، لازم است. چنین رویکردهای جامع نگر شامل مدل سازی و یا شاخص گذاری برای فسفر است.

٤- ٨- مدل سازی انتقال فسفر

برای مدیریت کارآمد حرکت فسفر در مزرعه و در حوضه، شناسایی مناطق بحرانی، یعنی مناطق دارای تلفات نامتناسب فسفر، ضروری است. شکل ۴ - ۲ مدل مفهومی‌آن را نشان می‌دهد. شکل ۴ -۳ نیز مدل هیدرولوژیکی آن را در دامنه‌ها نشان می‌دهد. ابزارهایی که برای شناسایی مناطق منبع بحرانی حرکت فسفر پیشنهاد شده‌اند، شامل مدل‌های جامع هیدرولوژیکی و کیفیت آب مانند ابزار ارزیابی خاک و آب[1] (SWAT) هستند. چنین مدل‌هایی بسیارند و ماهیتی بسیار گوناگون دارند. بسیاری از رویکردهای پایه در مدل‌سازی انتقال فسفر در دهه ۱۹۸۰ توسعه یافتند. امروزه با وجود پیشرفت‌های بیشتر در مدل‌سازی، مانند کاربرد امکانات گرافیکی و استفاده از لایه‌های سیستم اطلاعات جغرافیایی(GIS)، رویکردهای اساسی برای مدل‌سازی حرکت فسفر تغییر چندانی نکرده است. مدل‌سازی انتقال فسفر، به طور کلی، به شبیه‌سازی فرسایش خاک، رواناب، آبشویی و فرایندهای درون جریان‌های آب می‌پردازد. داده‌های ورودی لازم برای شبیه‌سازی، به طور معمول شامل کاربری زمین، بافت خاک، توپوگرافی و شیوه‌های مدیریتی است. شارپلی، ۲۰۰۷ رویکردهای مدل‌سازی گوناگون را به سه دسته کلی، یعنی مدل‌های مبتنی بر پردازش[2]، ضریب صادرات[3] و مدل‌های آماری تقسیم کرده است.

٤- ٨- ١- مدل‌های مبتنی بر پردازش

مدل‌های مبتنی بر پردازش، فرایندهای حوضه آبریز را از طریق نمایش ریاضی پارامترهایی مانند بارندگی، نفوذ، مقدار و روش کاربرد فسفر، زمان‌بندی کاربرد کود و مدیریت زمین شبیه‌سازی می‌کنند. ابزار ارزیابی خاک و آب (SWAT) نمونه‌ای از یک مدل مبتنی بر پردازش در مقیاس حوضه است و برای مرکز پژوهش‌های کشاورزی وزارت کشاورزی ایالات متحده برای پیش‌بینی

1 Soil and Water Assessment Tool (SWAT)
2 Processed based
3 Export co-efficient

تأثیر شیوه‌های مدیریت زمین بر عملکرد آب، رسوب و نیز عملکرد مواد شیمیایی کشاورزی در حوضه‌های آبریز پیچیده، توسعه داده شده است. مدل SWAT به فسفر خاک، فسفر آب و فعل و انفعالات گیاهی (مانند کانی سازی، تجزیه و تثبیت)، جذب فسفر و آبشویی، کاربرد کود آلی و معدنی فسفر توجه می‌کند (چاوبی و همکاران، ۲۰۰۷). افزون بر این، در این مدل، حرکت فسفر به صورت محلول و فسفر چسبیده به رسوب (رونشینی شده) در رواناب سطحی و چرخه‌های فسفر درون جریان نیز شبیه‌سازی شده‌اند (چاوبی و همکاران، ۲۰۰۷).

نمونه‌های دیگر مدل‌های مبتنی بر پردازش عبارتند از: برنامه شبیه‌سازی HSPF[1] ، ANSWERS[2] و WEND-P[3] . در حالی که بیشتر مدل‌های مبتنی بر پردازش، بر فرایندهای هیدرولوژیکی و شیمیایی خاک برای پیش‌بینی حرکت فسفر از سیستم‌های کشاورزی تمرکز دارند، WEND-P برای بررسی سازو کارهای ذخیره‌سازی طولانی‌مدت، فرایندها و چرخه فسفر و بر پایه تعادل جرم فسفر طراحی شده است. به تازگی نیزیک ماژول فسفر برای مدل کیفیت آب منطقه ریشه[4] (RZWQM2) توسعه‌یافته و ارزیابی شده است.

٤- ٨- ٢- مدل‌های ضریب صادرات

مدل‌های ضریب صادرات، به نوبه خود، بر فرمول‌های ساده و تجربی برای نشان دادن فرایندهای انتقال تکیه می‌کنند. به عنوان نمونه، استفاده از ضریب رواناب برای تولید رواناب از بارندگی. یکی از نمونه‌های مدل‌های ضریب صادرات، مدل توابع بارگذاری عمومی‌حوضه[5] (GWLF) است که حوضه را به چند واحد زمین کوچک (که اغلب به عنوان واحد هیدرولوژیکی نامیده می‌شود) تقسیم می‌کند که هر یک رواناب سطحی و فرسایش خود را تولید می‌کنند. سپس مواد مغذی محلول و معلق در جریان رودخانه را در خروجی هر واحد و در پایان در خروجی حوضه تخمین می‌زند. در باره رسوب نیز همین مفهوم مورد استفاده قرار می‌گیرد (ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از

1 Hydrologic Simulation Program-Fortran (HSPF)
2 Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation (ANSWERS)
3 Watershed Ecosystem Nutrient Dynamics-Phosphorus (WEND-P)
4 Root Zone Water Quality Model (RZWQM2)
5 Generalized Watershed Loading Functions (GWLF)

اشنایدرمن، ۲۰۰۷). چنین مدل‌هایی به طور معمول، برای پیش‌بینی این که چگونه جریان و بار مواد مغذی از یک حوضه آبریز با توجه به کاربری زمین، مدیریت حوضه و شرایط آب و هوایی تغییر می‌کند، مورد استفاده قرار می‌گیرند.

٤- ٨- ٣- مدل‌های آماری

مدل‌های آماری از معادلات رگرسیون ساده تا رویکردهای کم و بیش پیچیده برای پیش‌بینی توزیع فراوانی غلظت‌های مواد مغذی را شامل می‌شود. برآوردگر تلفات فسفر سالانه[1] (APLE) نمونه‌ای از یک مدل آماری است و برای پیش‌بینی تلفات فسفر در مقیاس مزرعه در رواناب، فرسایش و تحت شرایط مدیریتی گوناگون پیشنهاد شده است (ماردا‌موتو و همکاران،۲۰۲۱ به نقل از وداس و همکاران، ۲۰۱۲). این مدل، ساختاری کاربرپسند دارد و به عنوان ورودی، به بارش سالانه، رواناب و فرسایش سالانه، مقدار فسفر در آزمایش خاک، درصد رس و مواد آلی نیاز دارد. مدل APLE تلفات فسفر محلول و چسبیده به رسوب (رونشینی شده) را در رواناب سطحی شبیه‌سازی می‌کند. در مدلAPLE، غلظت فسفر محلول در رواناب که از پاشیدن کود در سطح زمین نتیجه می‌شود، به صورت زیر محاسبه می‌گردد (وداس و همکاران، ۲۰۰۸).

فسفر محلول در رواناب =
[(بارش کل درروییداد بارش)/(عامل توزیع)] X کود فسفری در دسترس X درصد کود فسفری آزاد شده

که واحدهای به کار رفته در آن میلی‌گرم و لیتر و درصد هستند.

عامل توزیع (بدون بعد) = ۰/۰۳۴ exp [(۳/۴) (نسبت رواناب به بارش)]

به طور معمول برای عامل توزیع، از روابط آماری استفاده می‌شود که خود ممکن است به عنوان یک مدل آماری در نظر گرفته شود.

1 Annual P Loss Estimator (APLE)

مدل‌هایی مانندSWAT برای شناسایی مناطق بحرانی به عنوان ابزار قدرتمندی برای مدیریت فسفر و رسوب نشان داده شده است، لیکن این مدل چند محدودیت دارد. به طور کلی، اشکال بزرگ مدل‌سازی، عدم قطعیت در محاسبات مدل است که به دلیل درک ناکامل از فیزیک، شیمی‌و زیست‌شناسی در دنیای واقعی رخ می‌دهد و منجر به تقریب‌های عددی و تخمین پارامترهای نادرست می‌شود (شارپلی، ۲۰۰۷). افزون بر این، کیفیت خروجی از مدل‌ها تا حد زیادی به دقت داده‌های ورودی مورد نیاز مدل‌ها، و سپس به تخصص، استعداد و مهارت مدل‌ساز در درک مشکلات حین طراحی مدل بستگی دارد. بنابراین ضروری است که مدل ساز به وضوح تعریف کند که این مدل چه توانایی‌هایی دارد و برای چه چیزی طراحی نشده است (شارپلی، ۲۰۰۷). برای نمونه، مدل SWAT سازوکار رواناب ناشی از نفوذ را در نظر می‌گیرد و رواناب ناشی از اشباع خاک را نادیده می‌گیرد.

باید تأکید کرد که مدل‌های انتقال مواد مغذی، بیشتر برای یک منطقه یا کشور خاص توسعه‌یافته‌اند و بنابراین کاربرد گسترده‌تر آن‌ها تا اندازه زیادی قطعی نیست. با این حال، این مدل‌ها از اهمیت بالایی برخوردار هستند زیرا بیشتر تصمیمات مدیریتی برای بهینه‌سازی استفاده از فسفر در کشاورزی ضمن حفاظت از محیط زیست، در سطح مزرعه روی می‌دهد.

در واقع فرایند کالیبراسیون یک مدل در مکان‌های گسسته در مدل SWAT دقت مکانی مدل را بهبود نمی‌بخشد. با توجه به کاستی‌های مدل‌سازی در مطالعات انتقال فسفر از مزارع کشاورزی، پژوهشگران به دنبال فنونی انعطاف‌پذیرتر، قابل اعتمادتر و معنادارتر برای پیش‌بینی حرکت فسفر از خاک هستند. شاخص فسفر یکی از آن‌هاست.

٤- ۹- شاخص فسفر

شاخص فسفر یک ابزار ارزیابی مزرعه است که به طور خاص کشاورزان، مروجان و مدیران مزرعه را قادر می‌سازد تا مناطق بحرانی تلفات را شناسایی کنند. این ابزار، منبع اصلی و عوامل انتقال فسفر را به صورت یکپارچه در نظر می‌گیرد. هم اکنون در ایالات متحده آمریکا و در کشورهای اروپایی از شاخص فسفر به طور مستقیم برای پی بردن به خطر رسیدن فسفر از مناطق کشاورزی به آب‌های سطحی استفاده می‌شود. در حال حاضر در ۴۷ ایالت آمریکا، شاخص فسفر برای ارزیابی خطر مورد

استفاده قرار می‌گیرد(شارپلی و همکاران، ۲۰۱۱). در اروپا، کشورهایی مانند دانمارک، نروژ و سوئد (به ویژه اطراف دریای بالتیک) شاخص فسفر را برای بهبود مدیریت فسفر انتخاب کرده اند.
شاخص اصلی فسفر توسط لمونیون و گیلبرت، در سال ۱۹۹۳ معرفی شد. اهداف اولیه آن عبارت بود از:

- ارزیابی خطر انتقال فسفر از مزرعه به پهنه آبی؛
- شناسایی عوامل مهمی‌که بر تلفات فسفر تأثیر می‌گذارند؛ و
- کمک به انتخاب شیوه‌های مدیریتی مناسب که تلفات فسفر را در مزرعه کاهش دهند.

در دو دهه پس از معرفی این ابزار، شاخص فسفر به طور قابل توجهی از یک ابزار شناسایی منطقه بحرانی، به عنوان انتخابگر بهترین شیوه مدیریت تبدیل شده است. اینک از این ابزار برای برنامه‌ریزی و تعیین مقدار کودکاربردی استفاده می‌شود. تا به امروز ۳۴ متغیر مزرعه در شاخص‌های گوناگون فسفر گنجانده شده است (ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از نلسون و شوبر، ۲۰۱۲). در این میان، هشت عامل به عنوان شاخص اصلی فسفر شناخته می‌شوند که عبارتند از: فرسایش خاک، فرسایش ناشی از آبیاری، کلاس رواناب، آزمون فسفر خاک، مقدارکود فسفری مصرفی، روش کاربرد کود فسفری، مقدارکود آلی مصرفی و روش کاربرد کود آلی. نتیجه ارزیابی در پنج دسته ارزشی طبقه‌بندی می‌شود: ناچیز، کم، متوسط، زیاد و بسیار زیاد (جدول ۴- ۳).
وزن دهی به هر مشخصه، بر پایه قضاوت حرفه‌ای و یا تجربه گذشته صورت می‌گیرد. در حرکت فسفر، تأثیرگذاری برخی از ویژگی‌های مزرعه ممکن است بیش از ویژگی‌های دیگر باشد. برای دستیابی به شاخص فسفر، ابتدا ضریب وزنی هر مشخصه در مقدار تلفات فسفر ضرب می‌شود. سپس امتیازهای وزنی برای هشت ویژگی سایت با هم جمع می‌شوند و بر ۸ تقسیم می‌گردند تا شاخص کلی فسفر به دست آید.
شاخص کلی در نمودار آسیب‌پذیری قرار می‌گیرد و در پایان، تفسیر می‌شود (جدول ۴-۴). شاخص فسفر پایین برای یک مزرعه به معنی خطر کم تلفات فسفر در آن مزرعه است در حالی که مقدار بالای شاخص فسفر، نشان دهنده خطر بالای آن است. شاخص فسفری که در ابتدا پیشنهاد شد، چیزی بیشتر از یک ابزار غربالگری در مزرعه نبود. پس از آن برای واقعی تر کردن شاخص،

نزدیکی مزرعه به جریان آب یا پهنه آبی دریافت کننده فسفر نیز مورد توجه قرار گرفت. سپس برای محاسبه خطر، دوره بازگشت جریان به آن افزوده شد.

جدول ٤- ۳- آسیب رسانی تلفات فسفر در منطقه

	نمره دهی به تلفات فسفر				
ویژگی‌های منطقه (وزن)	قابل چشم پوشی(۰)	کم (۱)	متوسط (۲)	زیاد (۴)	خیلی زیاد (۸)
فرسایش خاک تن در هکتار(۱/۵)	هیچ	کمتر از ۵	۵ تا ۱۰	۱۰ تا ۱۵	بیشتر از ۱۵
فرسایش در اثر آبیاری (۱/۵)	هیچ	آبیاری کم تکرار. خاک با زهکشی خوب	آبیاری متوسط بر روی خاک با شیب ۲ تا ۵ درصد	آبیاری پر تکرار بر روی خاک با شیب ۲ تا ۵ درصد	آبیاری پر تکرار. خاک با شیب بیش از ۵ درصد
طبقه بندی رواناب (۰/۵)	هیچ	کم یا خیلی کم	متوسط	دلخواه	بیش از اندازه
فسفر خاک (۱/۰)	هیچ	کم	متوسط	دلخواه	بیش از اندازه
کاربرد کود فسفری، کیلوگرم در هکتار(۰/۷۵)	هیچ	کمتر از ۱۷	۱۷ تا ۴۵	۴۵ تا ۷۳	بیشتر از ۷۳
روش کاربرد کود (۰/۵)	هیچ	در عمق بیش از ۵ سانتی متر	مخلوط شده درست پیش از کشت	مخلوط شده با خاک یا پخش شده روی خاک کمتر از ۳ ماه از کاشت	پخش سطحی در مرتع دست کم ۳ ماه قبل از کشت
کاربرد کود آلی، کیلوگرم در هکتار فسفر (۱/۰)	هیچ	کمتر از ۱۷	۱۷ تا ۴۵	۴۵ تا ۷۳	بیشتر از ۷۳
روش کاربرد کود آلی (۰/۵)	هیچ	تزریق شده به عمق بیش از ۵ سانتی متر	مخلوط شده درست پیش از کاشت	مخلوط شده با خاک یا پخش شده روی خاک کمتر از ۳ ماه از کاشت	پخش سطحی در مرتع دست کم ۳ ماه قبل از کشت

ماردامو‌تو و همکاران، ۲۰۲۱

جدول ٤-٤ – طبقه بندی آسیب پذیری تلفات فسفر در منطقه

شاخص فسفر*	آسیب پذیری تلفات فسفر در منطقه
کمتر از ۸	کم
۸ تا ۱۴	متوسط
۱۵ تا ۳۲	زیاد
بیشتر از ۳۲	خیلی زیاد

*(شاخص تلفات فسفر در مزرعه × وزن) ∑ = شاخص فسفر

ماردا موتو و همکاران، ۲۰۲۱

٤- ۹- ۱- نمودار آسیب پذیری مزرعه برای تفسیر شاخص اصلی فسفر

دوره بازگشت، میانگین فاصله زمانی تکرار سیل/رگبار را توصیف می‌کند. از این رو مقدار آبی که از طریق رواناب سطحی و جریان پایه به زهکش می‌رسد را نشان می‌دهد. فاصله مکانی، ارتباط هیدرولوژیکی با شبکه‌های زهکشی یا پهنه‌های دیگر آبی نیز در این نمودار مورد توجه قرار گرفته است.

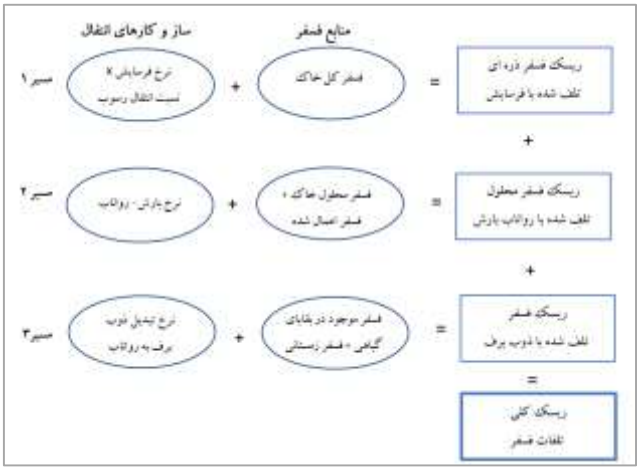
در شاخص اصلی فسفر (لمونیون و گیلبرت، ۱۹۹۳)، یک مزرعه در صورتی که به تنهایی مورد توجه قرار گیرد، می‌تواند بر پایه ویژگی‌های خود به اشتباه به عنوان بسیار آسیب پذیر در برابر تلفات فسفر رتبه بندی شود، هر چندکه هیچ رواناب سطحی یا فرسایشی در آن رخ نداده باشد (شارپلی و همکاران، ۲۰۰۳). این نقص نشان داد که ماهیت افزایشی (جمع کردن) در محاسبه شاخص فسفر،آن طور که در ابتدا پیشنهاد شده بود، درست نیست و انتقال فسفر را در مقیاس حوضه به خوبی منعکس نمی‌کند. برای اصلاح این نقص، شاخص اصلی فسفر را با ارزیابی جداگانه دو بخش، یعنی منبع فسفر و ویژگی‌های انتقال در مزرعه، اصلاح کردند و نتیجه آن را حاصل ضرب (نه حاصل جمع) این دو دانستند.

جدای از دو شاخص فسفر، یعنی شاخص‌های جمع و ضرب، نوع سوم شاخص فسفر، یعنی شاخص مؤلفه[1]، نیز توسط رید و همکاران، ۲۰۱۲ و اسموند و همکاران، ۲۰۱۲ پیشنهاد شده است. در هر مؤلفه، ابتدا تلفات فسفر به عنوان حاصلضرب عوامل انتقال و منبع در نظر گرفته می‌شود و مجموع

1The component P index

آن‌ها را به عنوان شاخص مؤلفه ارائه می‌کند(آسموند و همکاران، ۲۰۱۲). منابع احتمالی فسفر و عوامل انتقال در نظر گرفته شده در جدول ۴- ۳ آمده است. در شاخص مؤلفه فسفر، چنانچه هر ترکیب ممکنی از منبع و انتقال برای هر یک از دو شکل فسفر یعنی فسفر محلول و فسفر ذره‌ای در نظر گرفته شود، نتیجه حاصل می‌شود. به این ترتیب، شاخص فسفر شامل ۴۸ جزء مجزا خواهد بود. چالش توسعه‌دهندگان شاخص فسفر این است که برای خاک، شرایط مزرعه و شرایط آب و هوایی خود تعیین کنند که کدام یک از ۴۸ مؤلفه باید در نظر گرفته شود و وزن نسبی هر یک از آن‌ها برای منعکس کردن خطر واقعی فسفر برای انتقال به آب‌های سطحی چقدر است؟

شاخص فسفر مینه سوتا در ایالات متحده آمریکا یکی از نمونه‌های شاخص مؤلفه است. این شاخص، پس از مدلسازی، سه مسیر اصلی حرکت فسفر از مزارع به پهنه آبی را ارزیابی می‌کند. این مسیرها عبارتند از: فرسایش، رواناب ناشی از بارندگی و رواناب حاصل از ذوب برف زمستانی (شکل ۴- ۶).



لواندونسکی و همکاران، ۲۰۰۶

شکل ٤- ٦- مدل شاخص مینه سوتا

شاخص فسفر ویسکانسین رویکردی مشابه با مدل شاخص فسفر مینه سوتا دارد. این شاخص از مجموعه‌ای از معادلات برای تعیین مقدار تلفات فسفر از هر مزرعه منفرد به آب‌های سطحی مجاور استفاده می‌کند (گود و همکاران، ۲۰۱۲). شاخص فسفر به‌دست‌آمده شامل دو جزء اصلی است،

یعنی یک شاخص برای فسفر ذرهای برای تخمین انتقال فسفر چسبیده به رسوب (رونشینی شده) و شاخص دیگری برای فسفر محلول که بار فسفر محلول سالانه را در رواناب‌ها تخمین می‌زند. شاخص‌های گوناگون فسفر در واقع در کشورهای گوناگون برای منعکس کردن تغییرات منطقه‌ای در انواع خاک، مدیریت زمین، آب و هوا، کنترل‌های فیزیوگرافی و هیدرولوژیکی، استراتژی‌های مدیریت کود دامی‌و شرایط سیاست گذاری تدوین شده اند.

٤- ١٠- روش‌های گوناگون حذف فسفر از پساب و فاضلاب

چندین روش جا افتاده برای حذف فسفر از پساب وجود دارد که می‌توان آن‌ها را به سه گروه اصلی فیزیکوشیمیایی، زیستی و ترکیبی از هر دو طبقه بندی کرد. روش‌های حذف فسفر موجود عملکرد بالایی در مقیاس‌های بزرگ ندارند. نوآوری‌هایی برای یافتن روشی مناسب برای حذف فسفر از سال ها پیش آغاز شده است. روش‌های مرسوم حذف فسفر عبارتند از: روش‌های شیمیایی (مانند ترسیب آن با تبادل یونی باآهن یا آلومینیوم، و آهک)، زیستی (مانند لجن فعال)، و روش‌های ترکیبی شیمیایی-زیستی. بیست سال بعد، مشخص شد که حذف فسفر توسط ترسیب شیمیایی در آب به همان اندازه موثر است که ترسیب می‌تواند مواد آلی را حذف کند. یک دهه بعد مشخص شد که آلومینیوم برای حذف فسفر بین ۹۴ تا ۹۹ درصد مؤثر است. تا به امروز، تمامی‌روش‌های ذکر شده پس از بهینه سازی و ارزان سازی، به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته اند. به موازات این اقدامات، استفاده از گیاهان برای حذف فسفر نیز مورد مطالعه قرار گرفت. نشان داده شده است که پالایش گیاهی با استفاده از گیاهان آبزی، روشی کم هزینه و موثر برای حذف فسفراست.

پالایش گیاهی استفاده مستقیم از گیاهان برای کاهش یا حذف انواع گوناگون آلاینده‌ها از محیط است. این روش در تصفیه انواع فاضلاب و پساب به منظور کاهش آلاینده‌های موجود در زیست‌بوم‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد. مزایایی مانند سهولت بهره برداری و نگهداری، هزینه ناچیز، نیاز به انرژی اندک و استفاده از فرایندهای طبیعی، آن را به یکی از روش‌های امیدوارکننده تبدیل کرده است (رضانیا، ۲۰۲۱ به نقل از پراساد و همکاران، ۲۰۲۱). علاوه بر این، ساختمان گیاه به مقدار زیادی بر ظرفیت جذب گیاهی تأثیر می‌گذارد. به عنوان نمونه، ظرفیت ذخیره مواد مغذی

در گیاه، محل ذخیره سازی (بافت‌ها یا ریشه‌ها) و ساختار ریشه، همه امکاناتی هستند که گیاه می‌تواند با استفاده از آن‌ها ماده مورد نظر را جذب و در خود ذخیره سازد.

گیاهان آبزی به طور گسترده برای اصلاح رودخانه‌های آلوده، دریاچه‌های غنی از مواد غذایی و سایر زیست‌بوم‌های آبی استفاده می‌شوند (رضانیا و همکاران، ۲۰۱۹). در این روش، از گیاهان برای حذف، جابجایی و انتقال آلاینده‌ها از خاک، آب و رسوب استفاده می‌شود (رضانیا و همکاران، ۲۰۱۶). راندمان کلی حذف به نرخ حذف در گونه‌های متفاوت و همچنین به ظرفیت جذب آن‌ها بستگی دارد. استفاده از گیاهان گوناگون، زیستگاه بهتری ایجاد می‌کند و راندمان حذف آلاینده‌ها را افزایش می‌دهد. لازم به ذکر است که گونه‌های گیاهی مناسب برای پالایش گیاهی باید دارای ویژگی زیستی لازم باشند؛ نرخ تکثیر آن‌ها بالا باشد و زیست توده بالای سطح زمین بزرگی داشته باشند(رضانیا و همکاران، ۲۰۱۶).

٤- ١٠- ١- پالایش گیاهی فسفر در تالاب‌های انسان ساخت

از سال‌ها پیش، یکی از مناسب‌ترین گزینه‌های مدیریت پساب، استفاده از تالاب انسان ساخت به دلیل راندمان بالای حذف آلاینده‌ها، مقرون‌به‌صرفه بودن و آسان بودن روش‌های نگهداری و بهره‌برداری آن بوده است. گیاهانی که ریشه در آب و برگ در هوا دارند (گیاهان سر برآورده) بیشترین کاربرد را در تالاب‌های انسان ساخت دارند (لی و همکاران، ۲۰۲۱). کارآیی تالاب انسان ساخت برای حذف نیتروژن از محیط زیست به خوبی شناخته شده است، در حالی که این کارایی برای حذف فسفر، نامشخص است (گنگ و همکاران، ۲۰۱۷). به عنوان نمونه، محدودیت ۲۹/۵ درصدی برای حذف فسفر کل در تالاب انسان ساخت با غلظت ورودی کم وجود دارد. به طور معمول، پس از رسیدن به این مقدار، فسفری که در رسوبات کف نهفته است آزاد می‌گردد. سازوکارهای حذف فسفر عبارتند از:

- رونشینی[1] و فعالیت زیستی با کمک گیاهان و میکروب‌ها؛ و یا
- جذب[2] و رسوب.

1 Adsorption
2 Uptake

جذب فسفر توسط گیاهان تالاب بسیار محدود است. سازوکار اصلی حذف فسفر، رونشینی فسفات در بستر در نظر گرفته می‌شود. به طور کلی، جذب فسفر توسط میکروب‌ها فرایندی کند است، هرچند که سرعت جذب با گذشت زمان بهبود می‌یابد. پوشش گیاهی نیز نقش مهمی‌در جذب و ذخیره فسفر دارد. به طور خلاصه، جذب فسفر توسط گیاهان باعث کاهش حذف فسفر در سیستم‌های زیستی می‌شود. با انتخاب گونه‌های گیاهی مناسب می‌توان حذف فسفر را افزایش داد. باید افزود که در طول مراحل رشد، فسفر مورد نیاز گیاهان، برای ساخت زیست توده خود آن‌هاست.

٤- ١٠- ٢- تالاب‌های انسان ساخت مناسب

از نظر نوع تالاب انسان ساخت، تالاب ساخته شده با جریان افقی زیرسطحی[1] برای حذف مواد مغذی در مقایسه با تالابی که در آن جریان آب از روی سطح زمین است بسیار موثرتر است. در همین حال، تالاب‌های تصفیه شناور[2] به عنوان کاربردی ترین تصفیه‌خانه‌ها برای حذف فسفر گزارش شده اند. در هر حال، برای کاهش زمان ماند و محدودیت هر تالاب برای حذف فسفر، باید اقدامات لازم با نگهداری کافی انجام شود. به عنوان مثال، کلمبیا و لیکلند، سی و هفت تالاب، به مساحت نزدیک ۲۸۰۰۰ هکتار را مورد مطالعه قرار دادند که میانه مساحت آن‌ها ۷۵۴ هکتار بود (رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از کالدک، ۲۰۱۶). داده‌های گسترده‌ای از آن‌ها ثبت شد. همه تالاب‌ها با موفقیت فسفر را از آب‌های آلوده حذف کردند. میانگین مقدار حذف ۷۱ درصد بود. در مطالعه دیگری، از دو نوع گیاهان سر برآورده و شناور آزاد در تالاب انسان ساخت برای حذف موثر مواد مغذی استفاده شد. نتیجه این بود که هر متر مربع تالاب ۴۵ تا ۷۰ گرم فسفر را در سال حذف کرده بود (ویمازال، ۲۰۰۷).

1 Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland, HSSFCW
2 Floating Treatment Wetlands, FTWs

٤-١٠- ٣- حذف فسفر توسط گیاهان گوناگون آبزی

مطالعات زیادی از گذشته در باره حذف فسفر توسط گیاهان گوناگون آبزی وجود ندارد. بنابراین، این بررسی بر روی پالایش گیاهی پساب دارای فسفر با استفاده از گیاهان گوناگون آبزی در سال‌های اخیر تمرکز دارد. بازیابی و مدیریت فسفر نیز در این بخش مورد بحث قرار گرفته است.

٤- ١٠- ٣- ١- حذف فسفر توسط گیاهان شناور

توانایی برخی از گیاهان شناور مانند کاهوی آبی (Pistia stratiotes)، آزولا و سنبل آبی (Eichhornia crassipes) در حذف فسفراز منابع آبی آلوده در مطالعات بسیاری از پژوهشگران به خوبی مستند شده است. مطالعاتی که به تازگی انجام شده نیز توانایی گیاهان شناور برای حذف فسفر محلول وفسفر کل از پساب را نشان داده است (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۹). به عنوان نمونه، سنبل آبی که ماکروفیت شناور موثری است، توانسته است در یک آزمون ۷۱/۶ و بار دیگر ۸۲ درصد فسفر کل را حذف کند (رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از هنری سیلوا و کامارگو، ۲۰۰۸). همین مولف به نقل از سری کوث و همکاران (۲۰۱۸) نقل می‌کند که سنبل آبی توانسته است ۴۲/۹ درصد از فسفر کل را در مدت ۷ روز حذف کند.

در آزمونی دیگر، کاهوی آبی که ریشه‌های بلندی دارد، دارای راندمان حذف ۹۳/۶ درصد فسفر کل بوده است. گونه‌هایی از آزولا که نرخ رشد بالایی دارند، نیز در از میان برداشتن فسفر کل موفق بوده اند. به تازگی کومار و دسوال (۲۰۲۰) از چهار گونه گیاه شناور (علف اردک، کاهوی آبی، سالوینیا وسنبل آبی) برای این منظور استفاده کردند. میانگین کاهش فسفر کل در این پژوهش‌ها ۸۰ درصد اعلام شد. جدول ۴- ۵ انواع گوناگون گیاهان شناور را برای حذف فسفر در تالاب‌های انسان ساخت نشان می‌دهد.

جدول ٤- ٥- حذف فسفر با کمک گیاهان شناور در تالاب‌ها

گیاه	اسم علمی	کشور	نوع تالاب	نوع فسفر	منبع پساب	زمان روز	راندمان حذف
کاهوی آبی	Pistia Stratioes	سریلانکا	گیاه غوطه-		آب	۳۶	۹۹/۶
سنبل آبی	Eichhornia crassipes		ور درآب		زیرزمینی	۳۶	۹۷/۲
اسفناج آبی	Ipomoea aquatica		زیرزمینی			۱۸	۸۳/۳
کاهوی آبی	Pistia Stratiotes	هند	اکسیداسیون و تالاب اختیاری		پساب شالی کوبی	۱۵	۶۵/۰
آزولا	Azolla pinnata	نیجریه	تالاب در سطح زمین	فسفر کل	پساب خانگی	۲۸	۷۵/۰
سنبل آبی	Eichhornia crassipes	ساحل عاج	تالاب آبزیان	فسفات		۲۰	
کاهوی آبی	Pistia stratiotes					۲۰	
سنبل آبی	Eichhornia crassipes	چین	تالاب سطحی	فسفر	پساب خانگی	۳۰	۵۳/۰
کاهوی آبی	Pistia stratiotes					۳۰	۵۸/۰
سنبل آبی	Eichhornia crassipes	مالزی	کشت در تانک	فسفات	پساب خانگی	۲۱	۴۵/۰
سنبل آبی	Eichhornia crassipes	آرژانتین	تالاب سطحی	فسفر کل	پساب صنعتی	۱۲	۴۵/۰

رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ با تغییراتی

٤-۱۰- ۳-۲- حذف فسفر توسط گیاهان غوطه ور و سر برآورده از آب

گیاهانی که ریشه در رسوب کف دارند و سر آن‌ها از آب بیرون است، گیاهان سربرآورده از آب و گیاهانی که در زیر آب دارای برگ هستند، گیاهان غوطه ور شناخته می‌شوند. لویی[1]، نی معمولی

۱ لوئی با نام علمی Typha : سرده‌ای است از نزدیک ۳۰ گونه از گیاهان گلدار تک‌لپه‌ای از خانواده لوئیان، که در زیستگاه‌های مرطوب جهان در اطراف تالاب‌ها می‌رویند. لوئی گیاهی است چند ساله با ساقه‌های زیر زمینی و میوه‌های استوانه‌ای

و تزک یا پیزر[۱] نمونه‌هایی از گیاهان سربرآورده و پرطوطی[۲] یا پر طاووسی و بارهنگ شانه‌ای آبی[۳] نمونه‌هایی از گیاهان غوطه ور هستند. گیاهان سربرآورده برای رشد در آب‌های عمیق سازگار هستند (فاواس و همکاران، ۲۰۱۶). حذف فسفر در این گیاهان به رشد ریشه و ساقه در سیستم بستگی دارد. به عنوان نمونه، نی معمولی، یک گیاه علفی و چند ساله است که دارای ساقه‌های بلند و ریزوم‌های زیرزمینی با توانایی پالایش گیاهی موثر در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب است.

در اروپا، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، سیاست بازیابی فسفر کل تا رسیدن به مقادیر هدف ۰/۱ تا ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر را پی می‌گیرند. نشان داده شده است که با استفاده از مدیریت مناسب می‌توان از این هدف ها نیز پیشی گرفت. به عنوان نمونه، انتقال مقدار عظیمی‌از فسفر به فاضلاب در چین، نشانه نبود مدیریت مناسب بازیابی فسفر در تصفیه‌خانه‌ها است. کیزر ولیک و همکاران (۲۰۱۴) از زنبق مردابی[۴] و لویی برای حذف فسفر در تالاب‌هایی که از آب‌های سطحی شهری تغذیه می‌شدند، استفاده کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که افزودن زنبق دریایی به محیط، راندمان حذف فسفر کل را به مقدار زیادی بالا برد. در مطالعه دیگری، چمن ترکه[۵] تا ۶۴/۷ درصد از فسفر را دراین گونه تالاب‌ها حذف کرد و به عنوان گونه با عملکرد برتر شناخته شد.

گونه گیاهی تنها عامل موثر بر حذف فسفر نیست. پژوهش‌ها نشان داده اند که گیاهان با گونه‌های مشابه لیکن با شرایط محیطی متفاوت، می‌توانند کارایی متفاوتی در حذف فسفر داشته باشند. به عنوان نمونه، دامنه تغییرات کارایی حذف فسفر توسط لویی در شرایط محیطی گوناگون بین ۰/۰۶ تا ۷۴/۹ درصد و برای نی بین ۰/۵۶ تا ۳۶/۷ درصد بود. به عبارت دیگر، در شرایط نامساعد، این گیاهان کارایی حذف فسفر را نداشتند.

مخمل مانند به رنگ قهوه‌ای و خرمایی و بومی مرداب‌ها، برکه‌ها و باتلاق‌های معتدل که بلندی آن به یک تا دو متر و در مناطقی به ۵ متر نیز می‌رسد. این گیاه، به فراوانی در جلگه‌ها و مناطق باتلاقی شمال و جنوب ایران می‌روید.

۱ تزک با نام علمی Scirpus : نام یک سرده از تیره جگنیان است.

2 Myriophyllum
3 Potamogeton pectinatus L
4 Iris pseudacorus
5 Panicum virgatum

بار آلودگی مواد مغذی نیز بر کارایی حذف فسفر تأثیر می‌گذارد. به طور معمول، با بالا رفتن بار آلودگی، کارآیی حذف فسفر کاهش می‌یابد. هنگامی‌که بار آلودگی کم باشد، گیاهان می‌توانند فسفر را در بافت‌های خود انباشته کنند. وایت و کازین (۲۰۱۳) گزارش داده اند که در پژوهش‌های خود، هنگامی‌که بار آلودگی فسفر کم بود، کارایی حذف به طور متوسط ۷۵ درصد بود، در حالی که در یک محیط با بار مواد مغذی بالا، این کارایی به ۴۵/۵ درصد رسید(رضانیا و همکاران، ۲۰۱۷). نوع تالاب نیز عامل بسیار مهمی‌در کارایی آن است. دما و زمان ماند هیدرولیکی[1] نیز از جمله عوامل بسیار مهم به شمار می‌روند. جدول ۴- ۶ مطالعات اخیر برای حذف فسفر توسط گیاهان گوناگون غوطه ور و سربرآورده از آب را نشان می‌دهد.

جدول ٤- ٦- حذف فسفر با کمک گیاهان غوطه ور و سربرآورده از آب در تالاب‌ها

گیاه	اسم علمی	کشور	نوع تالاب	نوع فسفر	منبع پساب	زمان روز	راندمان حذف
	P. aundinacea,						۸۶/۲
جگن	C. elata						۴۸/۱
گونه‌ای از سرده سازو	J. effusus	ایتالیا	آزمایش در تانک	فسفر کل و فسفاتی	ساخته شده	۷	۳۷/۶
نی	P. australis				پساب صنعتی		۳۶/۰
لویی	Typha domingensis	آرژانتین	تالاب با جریان سطحی	فسفر کل	ساخته شده	۲۸	۹۵/۰
لویی	Typha domingensis	آرژانتین	تالاب با جریان سطحی	فسفر کل	پساب صنعتی	۱۲	۵۲/۸
پر طوطی	Myriophyllum aquaticum	چین	تالاب با جریان سطحی	فسفر فسفاتی	فاضلاب پرورش خوک	۶۰۰	۷۸/۲ تا ۸۹/۸

1 Hydraulic Retention Time (HRT)

زمان ماند هیدرولیکی یا بارگذاری حجمی، زمان متوسطی است که پساب یا فاضلاب در یک مخزن زیستی یا بیولوژیک سپری می کند. زمان ماند هیدرولیکی حاصل تقسیم حجم مخزن بر دبی جریان است.

دنباله جدول ٤- ٦- حذف فسفر با کمک گیاهان غوطه ور و سربرآورده از آب در تالاب‌ها

گیاه	اسم علمی	کشور	نوع تالاب	نوع فسفر	منبع پساب	زمان روز	راندمان حذف
لویی	Typha latifolia	اتیوپی		فسفر فسفاتی	پساب شراب سازی	۵۰	۷۰
آنتوریوم، گل شیپوری و گل قاشقی	Anthurium sp., Zantedeschia aethiopica, Spathiphyllum wallisii	مکزیک	جریان عمودی زیر سطحی	فسفات	پساب خانگی	۲۷۰	۲۵ تا ۴۵
گونه‌ای از سرده سازو، زنبق مردابی، نی، لویی	Polygonum orientale, Juncus effuses, Iris pseudocorus, Phragmites australis, Iris sanguinea, Typha orientalis	چین	شناور	فسفر	مخزن	۲۸	۲۹ تا ۹۲
گیلاس صحرا، پیتوسپروم، سنجد	Prunus laurocerasus, Pittosporum spp., Elaeagnus angustifolia	ایتالیا	تالاب با جریان زیرزمینی	فسفر کل، فسفر فسفاتی	پساب خانگی	۳۶۰	۲۹ تا ۳۷
لویی	Typha domingensis	برزیل		فسفر کل	پساب شهری	۳۶۰	۳۷
اسپارتینا	Spartina patens	امریکا	شناور با جریان عمودی	فسفر کل	پساب لب شور آبزیان	-	۷۴ تا ۸۱
نی، اختر، لویی	Phragmites australis. Canna indica L. Typha latifolia L. Hydrocotyleum bellata	پاکستان		فسفر فسفاتی	فاضلاب شهری	۱۵۰	۵۵/۴
	Potamogeton crispus L	چین	فسفر کل	تالاب با جریان سطحی	پساب ساخته شده	۸	۹۴/۷
وتیور	Vetiveriazizanioides	هند	فسفات	تالاب با جریان افقی	فاضلاب	۳	۵۳/۳
	Rhynchospora corymbosa	نیجریه	فسفر کل	جریان افقی و عمودی	آب خاکستری	۳	۹۵/۰
سرخس آبی	Salvinia molesta	مالزی	فسفات	فاضلاب نخل روغنی	کشت کنار نهر	۱۶	۹۵

دنباله جدول ٤- ٦- حذف فسفر با کمک گیاهان غوطه ور و سربرآورده از آب در تالاب‌ها

گیاه	اسم علمی	کشور	نوع تالاب	نوع فسفر	منبع پساب	زمان روز	راندمان حذف
گل مروارید	Canna generalis						۸۱/۴
پیزر مرداب	Scirpus validus						۸۰/۸
	Alternanthera philoxeroides	چین	فسفر کل	فاضلاب ساخته شده	شناور	۱۸۰	۸۵/۷
	Thalia geniculate						۷۸/۹
	Cyperusa lternifolius						۸۲/۳

رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ با تغییراتی

٤- ۱۰- ۳- ۳- حذف فسفر توسط ریزجلبک‌ها

ریزجلبک ها نوعی از ماکروفیت‌ها هستند که می‌توانند از مواد مغذی پساب‌های گوناگون مانند زهاب کشاورزی و فاضلاب شهری و صنعتی استفاده کنند. ریزجلبک ها با رشد سریع خود، با استفاده از مواد مغذی موجود در فاضلاب، نقش قابل توجهی در بازیافت فسفر دارند. فسفر بازیافت شده را می‌توان به زیست توده برای تولید کود زیستی تبدیل کرد. به گفته مارکو و همکاران (۲۰۱۴)، از انواع گوناگونی از کودهای فسفری مانند KPO_4، $NaPO_4$ و $(NH4)_3PO_4$ برای کشت ریزجلبک‌ها استفاده شده است. ریز جلبک ها می‌توانند از ترکیبات موجود در آب مانند N و P برای رشد خود استفاده کنند. از این رو، کشت ریزجلبک‌ها در مسیر جریان‌های آبی، گزینه‌ای عاقلانه برای زیست پالایی است (رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از کامیاب و همکاران، ۲۰۱۸، دوسوزا،۲۰۱۹ و کلنته و همکاران،۲۰۱۹). فسفر به صورت دانه‌های پلی فسفات در ریزجلبک ها انباشته می‌شود. بنابراین، گیاه بیش از مقداری که برای رشد سلولی مورد نیاز است را جذب و در خود ذخیره می‌کند. به عنوان نمونه، چنین گزارش شده است که جلبک سبز وحشی توانسته است ۲/۲ ± ۸۸/۰ درصد فسفر را از پساب تصفیه نشده غذاهای دریایی حذف کند. جلبک‌ها می‌توانند در آب دارای غلظت‌های بالای نیتروژن و فسفر رشد کنند، آن‌ها را جذب کنند وبه این ترتیب برای

حذف چنین موادی مؤثر باشند. بر پایه نتایج پژوهش‌ها، آن‌ها قادر به حذف ۷۰ درصد فسفر فسفاتی (PO_4-P) هستند.

گزارش شده است که حذف فسفر کل به آرامی‌در مدت ۳ تا ۱۰ روز اول کشت کاهش می‌یابد (رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از الممانی و همکاران، ۲۰۱۹). در پژوهش‌های انجام شده زمان ماند هیدرولیکی ۳ روز به عنوان زمان بهینه شناخته شده است. جدول ۴- ۷ نتایج مطالعات اخیر برای حذف فسفر را با استفاده از گونه‌های گوناگون جلبک نشان می‌دهد.

جدول ٤-۷ - حذف فسفر با کمک جلبک ها در تالاب‌ها

گیاه	اسم علمی	کشور	نوع تالاب	منبع پساب	زمان روز	راندمان حذف
جلبک سبز وحشی	Chlorella vulgaris	ویتنام		پساب خوراک دریایی	۱۴	۸۳
جلبک سبز وحشی	Chlorella vulgaris	برزیل	تالاب با جریان عمودی	پساب خانگی	۲۱	۲۱
جلبک سبز	Chlorella	برزیل	تالاب با جریان عمودی	فاضلاب شهری	۹	۸۴
دیاتومه، ناجور تاژکان	Diatoms	امریکا	نهر آب	مصنوعی	۵	۷۰
	Bacillariophyta	چین	چمن جلبکی	مخزن	۸	۳۲
سیانو باکتریوم	Cyanobacterium phormidium	هند	تالاب با جریان عمودی	فاضلاب انسان ساخت	۲	۸۶
جلبک سبز	Green Algae (Chlorella)	چین	جریان افقی زیرسطحی	فاضلاب شهری پس از تصفیه درجه۲	۴۰	۳۸
چمن جلبکی	Hymenachnegrumosa (algae turf scrubber)	برزیل	تالاب با جریان عمودی	فاضلاب بهداشتی	۷	۴۴

رضانیا و همکاران، ۲۰۲۱ با تغییراتی

٤- ١٠- ٤- جمع بندی حذف فسفر با کمک تالاب‌ها

عوامل زیادی مانند تغییرات دما، زمان ماند هیدرولیکی، تغییرات فصلی، گونه‌های گیاهی و غلظت فسفر در آلاینده ورودی، بر حذف فسفر توسط گیاهان تأثیر می‌گذارند. دمای ایده آل برای حذف فسفر ۲۰تا ۲۵ درجه سانتی گراد است که در آن فعالیت باکتری‌ها افزایش می یابد. تغییرات فصلی دما تأثیر مستقیمی‌بر توانایی گیاهان در حذف فسفر دارد. غلظت فسفر در شروع فصل رشد به عنوان یک پارامتر مهم در نظر گرفته می‌شود. به طور معمول، غلظت فسفر در آب‌ها در زمستان و تابستان (شروع فصل رشد) بیشتر است. افزون بر این، حذف فسفر در مراحل اولیه رشد افزایش و در مراحل پایانی کاهش می‌یابد. به این ترتیب، می‌توان نتیجه گرفت که در ابتدای فصل رشد، بیشترین مقدار جذب فسفر روی می‌دهد.

در مرحله رشد سریع گیاهان (دوره بهار-تابستان)، حذف فسفر بیشتر است زیرا به علت نیاز گیاه، فسفر بیشتری جذب می‌شود. گیاه نی در بهار و تابستان بیشترین راندمان حذف فسفر کل را دارد. زمان تماس بیشتر مواد مغذی با میکروب‌ها که با افزایش زمان ماند هیدرولیکی به دست می‌آید، باعث افزایش راندمان حذف فسفر می‌شود.

انواع گیاهان آبزی یا ماکروفیت‌ها شامل گیاهان آزاد شناور، غوطه ور، سربرآورده از آب و جلبک‌ها، ظرفیت جذب فسفر زیادی در فرایند پالایش گیاهی دارند. برخی از گونه‌ها مانند آزولا و سنبل آبی بیشترین توانایی جذب را (بین ۴۰ تا ۹۰ درصد) و گونه‌های جلبک سبز (نزدیک ۷۰ درصد) دارند. در میان پارامترهای مؤثر در حذف فسفر، این نتیجه به دست آمده است که زمان ماند هیدرولیکی۲ تا ۴ روز زمان بهینه برای حذف مؤثر فسفر است. با افزایش زمان ماند هیدرولیکی به بیش از ۵ روز، حذف فسفر به دلیل اشباع شدن گیاه از فسفر کاهش می‌یابد. حذف فسفر در فصول رشد به دلیل بلوغ گیاهان بیشتر است. افزون بر این، گیاهان برآمده از آب و غوطه ور می‌توانند فسفر بیشتری را نسبت به گیاهان شناور جذب کنند. بهترین محدوده دما بین ۲۰ تا ۳۲ و دمای ایده آل بین ۲۰تا ۲۵ درجه سانتی گراد است.

فن آوری‌های گوناگون می‌توانند به حذف موثر فسفر کمک کنند. پالایش گیاهی یکی از فناوری‌های کم هزینه و سازگار با محیط زیست برای کنترل فسفر در زیست‌بوم‌های آبی است. با

این حال، محدودیت‌هایی در حذف فسفر با استفاده از گیاهان وجود دارد. به عنوان نمونه، حذف فسفر، بر خلاف نیتروژن، در شرایط بی هوازی امکان پذیر نیست.

جلبک ها به غلظت کم فسفر در پساب حساس هستند و در این شرایط، حذف آن‌ها با کارایی پایین همراه است. گیاهان غوطه ور و سربرآورده از آب، در حذف فسفر الگوهای متفاوتی را بسته به ریخت شناسی خود نشان می‌دهند. پژوهشگران باید روشی موثر برای استخراج فسفر از گیاهان آبزی پس از پالایش گیاهی بیابند. چشم انداز آینده بازیافت فسفر، استفاده از رویکردهای مهندسی محیط زیست مانند تالاب‌های مهندسی شده است که در آن ریزجانداران و گیاهان برای استخراج فسفر از پهنه آبی همکاری داشته باشند. از ریزجلبک ها، سنبل آبی، علف اردک و گیاهان دیگری که از منابع اصلی حذف فسفر هستند، باید بتوان فسفر استخراج کرد که به عنوان کود مورد استفاده قرار گیرد. گونه‌های گوناگون تالاب کارآیی‌های متفاوتی در حذف فسفر دارند. با بررسی تعداد قابل ملاحظه‌ای از تالاب‌ها(ستون آخر جدول ۴ –۸ و جدول ۴–۹) مقادیر میانگین کاهش غلظت فسفر کل (جدول ۴–۸) و میانگین حذف بار آلودگی فسفر کل (جدول ۴–۹) نشان داده شده است. به طوری که دیده می‌شود، کارایی تالاب‌هادر کاهش غلظت بین ۴۱ تا ۶۰ درصد است. تالاب زیرسطحی عمودی بهترین کارآیی را دارد. در کاهش بار آلودگی فسفر کل، تالاب با گیاهان شناور آزاد و تالاب زیرسطحی عمودی عملکردی بیش از ۷۰ گرم بر متر مربع در سال دارند.

جدول ٤- ٨ - میانگین کاهش غلظت فسفر کل در انواع گوناگون تالاب

نوع تالاب		واحد	فسفر کل ورودی	فسفر کل خروجی	کارایی (درصد)	تعداد نمونه
با گیاهان شناور آزاد	FFP	میلی‌گرم بر لیتر	۳/۸	۲/۲	۴۲/۱	۱۴
با سطح آب آزاد	FWS	میلی‌گرم بر لیتر	۴/۲	۲/۱۵	۴۸/۸	۸۵
با جریان زیرسطحی افقی	HSSF	میلی‌گرم بر لیتر	۸/۷۵	۵/۱۵	۴۱/۱	۱۴۹
با جریان زیرسطحی عمودی	VSSF	میلی‌گرم بر لیتر	۱۰/۵	۴/۲۵	۵۹/۵	۷۸

ویمازال، ۲۰۰۷

جدول ٤- ۹ - میانگین حذف بار آلودگی فسفر کل در انواع گوناگون تالاب

نوع تالاب		واحد	فسفر کل ورودی	فسفر کل خروجی	بار حذف شده	تعداد نمونه
با گیاهان شناور آزاد	FFP	گرم بر متر مربع در سال	۲۰۰	۱۲۷	۷۳	
با سطح آب آزاد	FWS	گرم بر متر مربع در سال	۱۴۸	۶۸	۷۰	۸۵
با جریان زیرسطحی افقی	HSSF	گرم بر متر مربع در سال	۱۴۱	۹۶	۴۵	۱۰۴
با جریان زیرسطحی عمودی	VSSF	گرم بر متر مربع در سال	۱۲۶	۵۴	۷۲	۶۲

ویمازال، ۲۰۰۷

٤- ۱۱- بهترین شیوه‌های مدیریتی در حذف فسفر

بهترین شیوه‌های مدیریتی، در باره دفع فسفر به موارد زیر می‌پردازند:

- هدف قرار دادن فسفر دانه‌ای[1]؛
- استفاده از بافرهای سبز و بافرهای ساحلی؛
- جلوگیری از افزایش فسفر خاک؛ و
- محدود کردن کاربرد فسفر.

در بهترین شیوه‌های مدیریتی، به عکس، از هدف قرار دادن فسفر محلول در خاک پرهیز می‌کنند؛ زیرا نخست آن که فسفر محلول برای گیاه قابل استفاده است و دیگر آن که انجام آن دشوار است. به این موضوع نیز توجه دارند که خاک‌های سرشار از فسفر، همچنان برای سال ها فسفر محلول تولید می‌کنند و در اختیار گیاه قرار می‌دهند. سازه‌های جاذب فسفر هنگامی‌مورد استفاده قرار می‌گیرند که غلظت فسفر محلول در آن ۰/۲ میلی‌گرم در لیتر یا بیشتر باشد (استاندارد ۷۸۲ سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا). سازه‌های حذف فسفر که به درستی طراحی شده باشند می‌توانند به کاهش ۱۶ تا ۷۱ درصدی غلظت و بار فسفر محلول منجر شوند. این نتایج حاصل از خلاصه‌ای از ۴۰ آزمایش در مقیاس‌های میدانی گوناگون با استفاده از طرح‌های گوناگون و مواد جاذب فسفر است (پن و همکاران، ۲۰۱۷).

1 Particulate P

٤- ۱۲- جاذب‌های فسفر

جاذب فسفر[1] به هر ماده‌ای گفته می‌شود که به طور شیمیایی فسفر محلول را حذف کند و یا غلظت آن را کاهش دهد. به عنوان نمونه، آلومینیوم، آهن، کلسیم و منیزیم (Al، Fe، Ca و Mg) می‌توانند این کار را انجام دهند.

بسیاری از محصولات جانبی کارخانجات، دارای مواد معدنی جاذب فسفر هستند که می‌توانند برای پالایش خاک یا کود استفاده شوند. شکل ۴- ۷ برخی از این مواد را نشان می‌دهد. با این حال، نباید فراموش کرد که به این ترتیب، فسفر از سیستم حذف نمی‌شود؛ بلکه از محلول خاک جدا می‌شود و به جاذب می‌چسبد. برای حذف فسفر باید جاذب اشباع شده از فسفر تعویض گردد. از این رو بهتر است که اجازه داده شود که فسفر محلول با رواناب انتقال یابد و با کمک جاذب‌ها از رواناب جدا شود. شکل ۴- ۸ و شکل ۴ - ۹ طرز کار کلی جاذب‌های فسفر (نمونه: مواد دارای کلسیم) را نشان می‌دهند.

سازه جاذب فسفر، چنانچه به درستی طراحی شده باشد، عمری بین ۲ تا ۱۵ سال دارد. در درون جاذب‌های فسفر، تبادل شیمیایی تنها یک طرفه است. به عبارت دیگر، جاذب اشباع شده، فسفر خود را دیگر از دست نمی‌دهد. از این رو خطری که سیستم با آن روبرو خواهد شد، تنها این است که کار نکند ولی هرگز جریان عکس ایجاد نخواهد شد. جاذب‌های اشباع شده فسفر را می‌توان در راهسازی مورد استفاده قرار داد.

مواد جاذب مصنوعی کارآیی بیشتری از جاذب‌های طبیعی دارند. به عنوان نمونه، فیلتری که برای حذف ۳۵ درصد از بار فسفر محلول با استفاده از سرباره فولادی طراحی شده است، به ۴۰ تن از این ماده نیاز دارد؛ در حالی که اگر از فیلتر مصنوعی غنی شده با آهن استفاده شود، تنها به ۲ تا ۵ تن نیاز خواهد بود.

1 P sorption material (PSM)

مواد جاذب فسفر ساخته شده

بقایای زهاب یا پساب معادن

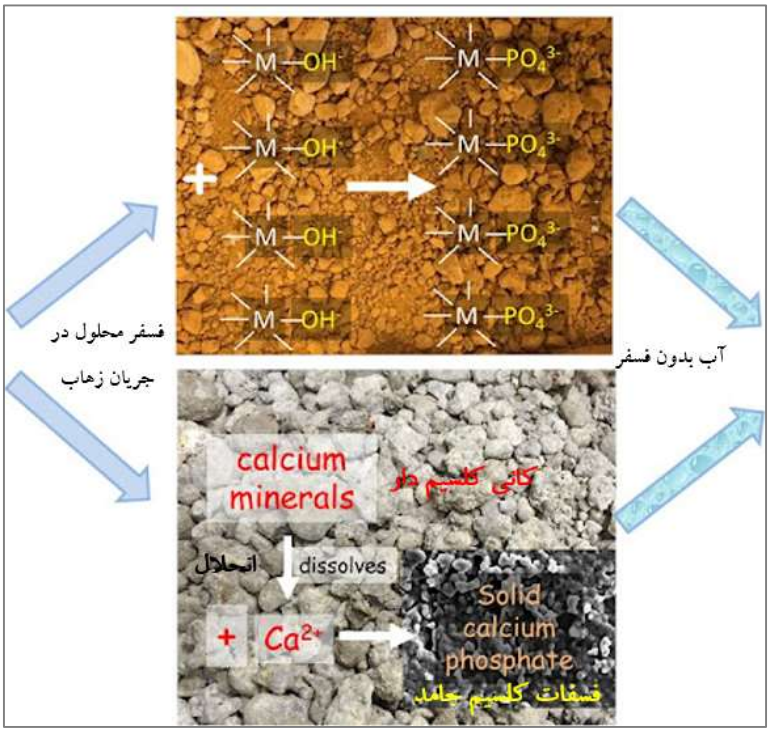
خاکستر آتش فشانی

سرباره کارخانه‌های ذوب آهن

مواد باطله کارخانه‌های گچ

ته مانده های تصفیه‌خانه‌های آب

شکل ٤- ٧ - چند منبع از مواد جاذب فسفر



شکل ٤- ٨ - طرز کار کلی جاذب‌های فسفر (نمونه: مواد دارای کلسیم)

شکل ٤- ٩- طرز کار کلی جاذب‌های فسفر (نمونه: شن پوشیده شده با آهن)

برای برنامه‌ریزی استفاده از جاذب‌های فسفر، ابتدا باید نوع مناسب جاذب فسفر را با توجه به هدف و طول عمر مورد نظر انتخاب کرد.

اصول زیر در طراحی سازه مورد توجه قرار می‌گیرند:

- سازه جاذب فسفر باید دارای حجم کافی برای مواد جامد باشد. جاذب فسفر تنها یک ماده شنی معمولی نیست، هر چند ممکن است اندازه ذرات آن به اندازه شن باشد. جاذب فسفر

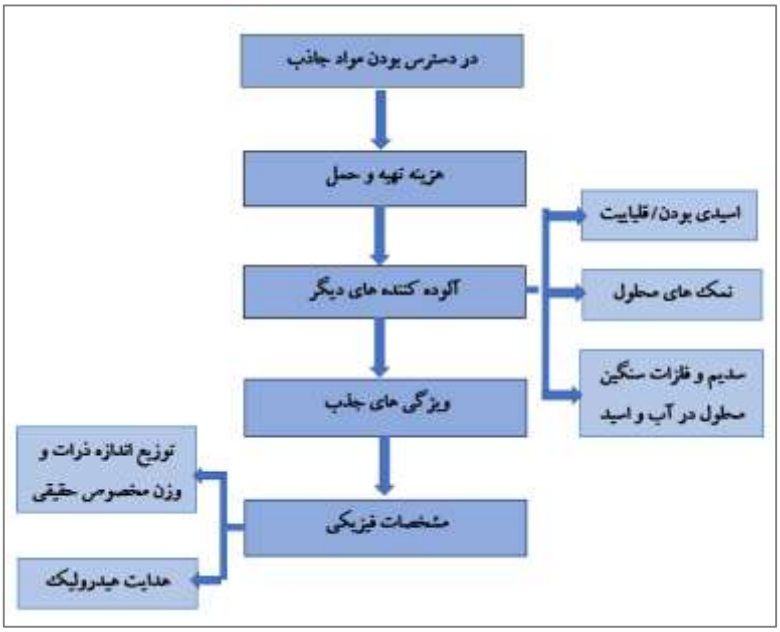
باید میل ترکیبی بالایی با فسفر محلول داشته باشد. این مواد، به طور معمول از محصولات جانبی صنعتی یا ساخته شده هستند ولی جاذب‌های طبیعی نیز وجود دارند؛

- این مواد باید در منطقه فعال هیدرولوژیکی قرار داده شوند که در آن غلظت فسفر محلول بالا باشد؛
- سرعت گذر آب دارای فسفر محلول از درون سازه باید متناسب با قدرت جذب آن باشد؛
- جاذب‌های فسفر پس از این که کارایی خود را از دست بدهند باید جایگزین شوند؛ و
- مناسب‌ترین محل ها برای سازه حذف فسفر عبارتند از زهکش‌های روباز، خروجی زهکش‌های زیرزمینی و مناطقی که جریان‌های سطحی به طور طبیعی به یکدیگر می‌پیوندند.

برای طراحی مناسب هر سایت، اطلاعات زیر باید به دست آید:

- میانگین بار فسفر محلول سالانه، که می‌تواند از میانگین حجم جریان سالانه و غلظت فسفر در جریان نرمال محاسبه شود؛
- دبی اوج مورد نظر که سازه توان پالایش آن را دارد؛
- ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی جاذب؛
- مساحت زمین در دسترس؛
- شیب هیدرولیک که تابع شیب منطقه و عمق زهکش است؛ و
- مقدار فسفر مورد نظر برای حذف و طول عمر سامانه.

برای انتخاب نوع جاذب مناسب می‌توان از نمودار ۴- ۱۰ استفاده کرد.



شکل ٤- ١٠ - فلوچارت بررسی مشخصات جاذب فسفر

شکل‌های ۴-۱۱ تا ۴- ۱۵ نمونه‌هایی از قرار گیری سازه را در محل‌های مناسب نشان می‌دهند.

Design and Implementation of a Phosphorus Removal Structure (p-structure.blogspot.com)

شکل ٤- ١١ - سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول چندین زهکش زیرزمینی در مسیر زهکش اصلی

Design and Implementation of a Phosphorus Removal Structure (p-structure.blogspot.com)

شکل ٤- ۱۲ - سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول از خروجی زهکش در کنار زهکش روباز

Design and Implementation of a Phosphorus Removal Structure (p-structure.blogspot.com)

شکل ٤-۱۳- سازه جاذب فسفر برای جذب فسفر محلول از خروجی زهکش زیرزمینی در مسیر زهکش روباز

برای داشتن سازه‌ای کارا باید مواد موثر جاذب فسفر به مقدار کافی در دسترس باشد، زهاب یا پساب غنی ازفسفر در آن جریان پیدا کند و در آن حفظ و نگهداری و نیز امکان جایگزین کردن مواد وجود داشته باشد.

فسفر در رواناب و فاضلاب شهری زیاد است. یکی از علت‌های فراوانی فسفر در رواناب و بویژه در فاضلاب مناطق شهری، کاربرد مواد شوینده است. از این سازه‌ها می‌توان برای جذب فسفر محلول از رواناب سطحی و فاضلاب شهرها نیز استفاده کرد.

سازه‌های جاذب فسفر گوناگونند.

- فیلترهای محصور[1] برای مناطق کوچک و بزرگ مناسبند. در مواردی که دبی اوج زیاد باشد، می‌توانند بهتر از سازه‌های دیگر کار کنند. این سازه‌ها کم عمق هستند ولی مساحت زیادی دارند (شکل ۴- ۱۴).

شکل ٤- ١٤ - نمونه‌ای از سازه فیلتر محصور برای جذب فسفر

- باکس فیلترها[2] نوع دیگر این سازه‌ها هستند. **در این سازه از یک** جعبه فولادی سوراخ دار استفاده می‌شود که لوله‌ای به صورت عمودی در داخل جعبه قرار گرفته است. این جعبه از سرباره فولاد پر می‌شود. آب از لوله وارد و از سوراخ‌های دیواره سازه خارج

1 Confined filters
2 Box filters

می‌شود. مقدار کمی‌از مواد جاذب نیز ممکن است با آب خارج شود. به تازگی باکس فیلترهایی به بازار آمده اند که می‌توانند دبی‌های ناچیز زهاب را در خود پالایش کنند و فسفر فسفاتی، فسفر کل و هم زمان نیتروژن نیتراتی و نیز مواد آلی را جذب کنند. همان گونه که گفته شد، ظرفیت آن‌ها ناچیز و به اندازه ۶ تا ۸ متر مکعب در شبانه روز است (شکل ۴- ۱۵).

شکل ٤- ١٥- نمونه‌ای از باکس فیلترهای تجارتی برای جذب نیتروژن و فسفر

- فیلترهای انتهای لوله زهکش‌های زیرزمینی که در آن‌ها مواد جاذب فسفر گرداگرد لوله مشبک زهکش را در بر می گیرد. برای بیشتر کردن زمان ماند، در انتها، کف مواد ریخته شده را کمی‌بالاتر می آورند. مقدار مواد جاذب و نیز عمر آن می تواند بیش از دیگر سازه‌ها باشد و به این سبب هزینه آن زیاد نیست. در هر حال، امکان تعویض مواد جاذب در آن وجود ندارد.

فصل پنجم
پالایش گیاهی در پهنه‌های آلوده به فلزات سنگین

۵- ۱- پیش‌گفتار

انباشت فلزات سنگین در خاک وآب یکی از مشکلات عمده ناشی از آلاینده‌های معدنی است. حضور آن‌ها در خاک‌های کشاورزی به مقدار زیاد بر امنیت غذایی و به تبع آن بر سلامت انسان تاثیر قابل توجهی گذاشته است. پالایش خاک یا به بیان بهتر بهسازی آن به روش‌های گوناگونی انجام می‌گیرد. روش‌های پالایش گیاهی[1]، در میان روش‌های گوناگون فیزیکی و شیمیایی موجود برای اصلاح پهنه‌های آلوده به فلزات سنگین، ایمن و سازگار با محیط زیست هستند. در این فصل در مورد کاربرد روش‌های گوناگون پالایش گیاهی برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، اصول اساسی حاکم بر آن‌ها و نقاط قوت و ضعف آن‌ها بحث می‌شود.

۵- ۲- کلیات پالایش گیاهی

یافته‌ها نشان می‌دهد که در حالی که سالانه ده‌ها گیاه بیش اندوز[2]معرفی می‌شوند، محدودیت‌های ذاتی گیاهان تنها در تعداد کمی از آن‌ها گفته می‌شود. این محدودیت‌ها شامل سرعت رشد پایین، تولید زیست توده کم، و توان پایین آن‌ها در پالایش است. برای کاربرد پالایش گیاهی پایدار در مقیاس بزرگ، باید استراتژی لازم از طریق ترکیب روش‌های گوناگون مانند استفاده از

---

1 Phytoremediation

2 Hyperaccumulator

بیش اندوز به گیاهی گفته می‌شود که می تواند در خاک یا آبی با غلظت های بسیار بالای فلزات، از جمله فلزات سنگین، رشد کند؛ این فلزات را از طریق ریشه جذب کند و سطوح بسیار بالایی از فلزات را در بافت های خود انباشته کند.

کمپوست‌های زیستی، ریزجانداران محرک رشد گیاه و هورمون‌های گیاهی برای تحریک رشد گیاهِ بیش اندوز ایجاد شود. همچنین لازم است روش‌های مناسب برای دفع گیاهان مورد استفاده برای پالایش گیاهی ارائه گردد؛ موضوعی که در بیشتر مواقع در هنگام تصمیم گیری درباره کاربرد گیاهان برای حذف فلزات سنگین از محیط‌های آلوده به خوبی در نظر گرفته نمی‌شود.

روش‌های گوناگونی برای زدودن فلزات سنگین از خاک‌های آلوده به کار گرفته می‌شود، لیکن روش‌های رایج فیزیکی و شیمیایی پالایش خاک از فلزات سنگین، بسیار پرهزینه هستند و به طور معمول در خاک‌های کشاورزی کاربرد زیادی ندارند. شاید بتوان روش‌های پالایش زیستی[1] و پالایش گیاهی را نوآوری‌هایی در راستای پالایش خاک‌های آلوده دانست؛ روش‌هایی که می‌توانند دارای کمترین زیان برای محیط زیست باشند.

فلزات سنگین، به طور معمول، با چسبیدن به ذرات خاک جابجا می‌شوند و به آب‌های سطحی می‌رسند، لیکن حرکت آن‌ها به آب‌های زیرزمینی محدود است. علت این است که ذرات رس خاک به دلیل داشتن بار الکتریکی منفی، فلزات سنگین، با بار الکتریکی مثبت را تثبیت می‌کنند و از رفتن آن‌ها به پایین پیش‌گیری می‌کنند. برای کاستن از انتقال فلزات سنگین به آب‌های سطحی، باید از انتقال رسوب پیش‌گیری کرد. کاهش فرسایش خاک در عملیات آبیاری و استفاده از ابزارهایی که موجب کاهش سرعت آب می‌شوند، مانند بافرها، می‌توانند خطر انتقال فلزات سنگین به آب‌های سطحی را کاهش دهند.

پالایش گیاهی، به معنی استفاده از گیاهان به منظور پاکسازی محیط زیست و بویژه پاکسازی خاک از آلاینده‌ها است. این فن‌آوری روشی جدید برای سالم سازی خاک‌ها و آب آلوده است. استفاده

1 Bioremediation

پالایش زیستی، به فرایندی گفته می‌شود که در آن، در راستای پاکسازی و پالایش زیست‌بوم و برگرداندن آن به شرایط نخستین، از ریزاندامگان، قارچ‌ها یا باکتریها و آنزیم آنها استفاده می‌شود.

از گیاهان بیش‌اندوز، راهکاری مناسب و با صرفه برای کاهش آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های آبی و خاکی است.

پژوهش‌های بنیادی و کاربردی مشخص کرده است که برخی گونه‌های گیاهی، توانمندی لازم برای تجزیه و خارج کردن فلزات سنگین از خاک را دارند. برای گسترش فن‌آوری نوپای پالایش گیاهی، اقدام نخست و زیربنایی، یافتن گونه‌های گیاهی مناسب و بیش‌اندوز است. بیشتر گیاهان بیش‌اندوز ریشه‌های کم‌عمقی دارند و برای رفع آلودگی‌ها در عمق‌های بیشتر مناسب نیستند. تلاش می‌شود این مشکل با استفاده از تغییرات ژنتیکی و اصلاح گیاهان از میان برداشته شود.

پالایش گیاهی، روندی است که درآن گیاهان خاص می‌توانند مقادیری از فلزات سنگین را از خاک خارج و در خود نگه داری و یا به آتمسفر دفع کنند. کاربرد روش پالایش گیاهی به عوامل گوناگونی مانند خاک، نوع آلاینده، موجودات ریز خاکزی و گونه‌های گیاهی بستگی دارد. بدیهی است که دفع باقی‌مانده‌های گیاهان بیش اندوز، خود یک چالش محیط زیستی به حساب می‌آید؛ زیرا بقایای این گیاهان دارای غلظت بیشتر و خطرناک تری از فلزات سنگین هستند. مشکل دیگر این است که حجم زیست تودهٔ گیاهان بیش‌اندوز به طور طبیعی کم است. برای استفاده از گیاهانی با زیست تودهٔ زیاد، استفاده از مهندسی ژنتیک می‌تواند امید تازه‌ای برای پالایش گیاهی باشد. پژوهش‌های انجام شده در یکی دو دههٔ گذشته نشان داده است که پالایش گیاهی می‌تواند روشی امید بخش، مقرون به صرفه و دوستدار طبیعت برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین باشد. در این راستا توجه به موارد زیر از اهمیت برخوردار است:

- شناسایی منابع اصلی آلودگی خاک ناشی از فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی‌در انواع گوناگون خاک؛
- مطالعه روابط شیمیایی، راه‌های جابجایی و فراهمی‌زیستی[1] (درصد قابلیت جذب ماده) آلاینده‌هایی که به طور معمول در خاک‌های آلوده یافت می‌شوند؛

1 Bioavailability

- ارزیابی اثرات منفی و خطرات مرتبط با آلودگی خاک ناشی از فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی بر عملکرد محصول، بیوتا (مجموعه گیاهان و جانوران ناحیه)ی خاک، امنیت غذایی و سلامت انسان؛
- ارائه روش‌ها و استراتژی‌های موجود برای پایش، ارزیابی و اصلاح خاک‌هایی که توسط فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی آلوده شده‌اند، و
- ارائه دستورالعمل‌هایی که شامل مقادیر آستانه برای فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی در خاک در سطوح ملی و منطقه‌ای است.

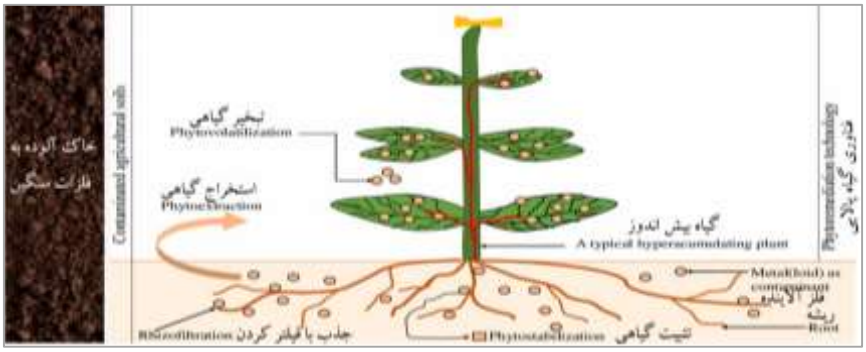
۵ – ۳- فناوری پالایش گیاهی برای تصفیه خاک‌های آلوده به فلزات سنگین

خطرات بهداشتی فلزات سنگین، و بویژه به علت ویژگی انباشت آن در بدن موجودات زنده، جامعه را دچار نگرانی کرده است. امروزه جامعه علمی به دنبال فناوری‌های ارزان و مناسب برای احیای خاک‌های آلوده به فلزات سنگین است. پالایش گیاهی، تثبیت آلاینده‌ها و آبشویی خاک برخی از رویکردهای معمول پیشنهادی هستند. این رویکردها، بهترین فناوری‌هایی شناخته می‌شوند که می‌توانند به بازسازی زمین‌های آلوده به فلزات سنگین کمک کنند. با این حال، هر چند این فناوری‌ها در کشورهای توسعه‌یافته کم و بیش رایج است، هنوز به طور گسترده در کشورهای در حال توسعه به کار گرفته نشده اند. شاید دلیل آن نداشتن دانش یا آگاهی کافی از این فناوری‌ها و کم‌توجهی به خطرات فلزات سنگین باشد. این فناوری‌ها گران نیستند و با محیط زیست سازگارند. لیکن برای توسعه آن‌ها به نظر می‌رسد که باید به دو موضوع توجه ویژه شود. نخست آن که باید به دنبال گیاهانی بود که در هنگامی‌که برای پالایش خاک روی زمین هستند، بتوانند ارزش افزوده مادی تولید کنند. در غیر این صورت، دشوار است که زارع بتواند آن را تحمل کند. دیگر این که بیشتر گیاهان بیش اندوز، خود تبدیل به منبعی از فلزات سنگین می‌شوند و برای از میان برداشتن آن‌ها باید چاره‌هایی اندیشیده شود. شاید استخراج مواد آلاینده از این گیاهان، به شرط اقتصادی

بودن، بتواند یکی از راه حل‌های ممکن باشد. گیاهانی نیز هستند که فلزات سنگین را، بی آن که آن‌ها را در خود ذخیره کنند، از میان بر می‌دارند. به نظر می‌رسد که رویکرد پژوهش‌ها باید به این سو نیز گرایش پیدا کند.

۵- ٤- سازوکارهای پالایش گیاهی

کاربرد درست فناوری پالایش گیاهی، مستلزم درک سازوکارهای مناسب برای گیاه، نحوه واکنش هر گیاه به یک فلز خاص و نیز غلظت و سطح مسموم کنندگی آن است. این عوامل برای طراحی و اجرای موثر فناوری پالایش گیاهی پایدار مورد نیاز هستند. افزون بر این، مهم است که دانسته شود که فلزات سنگین چگونه جذب و انباشته می‌شوند، چگونه در سلول گیاه جابجا می‌شوند و چگونه می‌توان از آن‌ها سم زدایی کرد. در شکل ۵-۱ سازوکارهای اصلی پالایش گیاهی نشان داده شده است.



اولادوی و همکاران، ۲۰۲۲

شکل ۵- ۱- فرایند پالایش گیاهی

۵- ٤- ۱- استخراج گیاهی

استخراج گیاهی[1] فلزات سنگین، عمل گیاهان برای جذب فلزات از خاک یا آب را بیان می‌کند. این سازوکار شامل جذب، جابجایی و انباشت فلزات سنگین در ساقه یا دیگر بافت‌های گیاهی است. گمان می‌رود که این سازوکار مؤثرترین روش حذف فلزات سنگین از خاک و آب است (علی و همکاران، ۲۰۱۳). به نظر می‌رسد که این روش به تخلیه دائمی آلاینده‌های فلزات سنگین از محیط می‌انجامد. از این رو کاربرد تجاری و اثربخشی گسترده‌ای دارد. با این حال، این سازوکار تا اندازه زیادی به ساختار ریشه، حجم زیست توده گیاه و نوع و غلظت فلزات سنگین بستگی دارد. سازوکار استخراج گیاهی شامل حرکت فلزات سنگین به سمت ریزوسفر[2]، جذب توسط ریشه گیاه، انتقال یون‌های فلزات سنگین به اندام هوایی و در نهایت، جداسازی و تقسیم بندی این یون‌ها در بافت‌ها است.

۵- ٤- ۲- جذب ریشه ای با فیلتر کردن(ریزوفیلتراسیون)

گیاهان با شکل ها ی عنصری فلزات سروکار ندارند. فلزات تنها به شکل محلول در دسترس گیاهان قرار می‌گیرند. برای این کار لازم است فلزات با دیگر عناصر و اجزاء ترکیب شده باشند. در اصل، شکل یونی فلز است که اهمیت دارد؛ نه شکل عنصری آن. ریزوباکترهای خاک می‌توانند بطور مستقیم با تغییر ویژگی‌های فلزات سنگین در ریزوسفر، قابلیت حل شدن فلزات را تحت تأثیر قرار دهند (مظاهری، ۱۳۹۹).

این سازوکار تنها مربوط به ریشه گیاه (ریزوم) است و بخش‌های دیگر اندام گیاهی را در برنمی‌گیرد. از آن به عنوان فیلتراسیون گیاهی[3] آلاینده‌های محیطی نیز یاد می‌شود. در این سازوکار، فلزات

---

1 Phytoextraction

۲خاک اطراف ریشه ها که تحت تأثیر ترشحات ریشه قرار می گیرد. در ریزوسفر، اندرکنشی بین ذرات معدنی خاک، ریشهٔ گیاه و موجودات زنده روی می‌دهد. ریزوسفر، بسیار باریک است و از یک تا چند میلی‌متربیشتر نیست.

3 Phytofilteration

سنگین به درون ریشه جذب می‌شوند یا به سطوح ریشه می‌چسبند. ترشحات ریشه تاثیر زیادی بر pH ریزوسفر دارند و نقش مهمی در رسوب فلزات سنگین بر روی سیستم ریشه بازی می‌کنند (جاوید و همکاران، ۲۰۱۹). گیاهانی که دارای ریشه‌های بلند و مویی هستند، توان و ظرفیت خوبی برای تجمع فلزات سنگین دارند. این گیاهان به طور معمول در ابتدا به صورت هیدروپونیک کشت می‌شوند تا سیستم ریشه‌ای بزرگی ایجاد کنند. سپس، آب تمیز با آب یا خاک آلوده جایگزین می‌شود تا گیاه به محیط آلوده با فلز سنگین سازگار شود. گیاه پس از چند روز به خاک آلوده منتقل می‌شود. به طور معمول گیاهانی که برای ریزوفیلتراسیون استفاده می‌شوند، پس از مدتی دور ریخته می‌شوند. این گیاهان باید دارای سیستم ریشه متراکم باشند و تحمل بالایی به فلزات سنگین داشته باشند. این گیاهان هم در خشکی و هم در آب می‌توانند کار پالایش را انجام دهند. گیاهان آبزی محبوبی که بطور معمول برای ریزوفیلتراسیون استفاده می‌شوند عبارتند از آزولا، سنبل آبی و دم گربه. از گیاهان خشکی پرطرفدار می‌توان به خردل هندی اشاره کرد.

۵- ٤- ۳- تثبیت گیاهی

این سازوکار در گیاهانی رایج است که می‌توانند غلظت بالایی از فلزات سنگین را تحمل کنند، یا آن‌ها را در خاک بی حرکت کنند، فراهمی‌زیستی آن‌ها را افزایش داده و از مهاجرت آن‌ها به زیست‌بوم جلوگیری کنند. به این ترتیب، احتمال ورود آن‌ها به زنجیره غذایی را کاهش می‌دهند. به طور معمول، گیاهان می‌توانند فلزات سنگین را رسوب دهند، ظرفیت فلزی آن‌ها را در ریزوسفر کاهش دهند، آن‌ها را در بافت ریشه جدا کنند یا آن‌ها را به روی دیواره سلولی ریشه جذب کنند. رشد این گیاهان باعث افزایش حفظ سلامت خاک در مناطق آلوده به فلزات سنگین و ایجاد پوشش گیاهی برای کم کردن آبشویی فلزات سنگین به آب زیرزمینی یا باد بردگی فلزات سنگین با ذرات خاک می‌شود. این گیاهان می‌توانند تا اندازه‌ای کروم، مس، سرب و روی را در خاک‌های آلوده تثبیت کنند. نکته بسیار مهم این است که تثبیت گیاهی، بر خلاف استخراج گیاه یا ریزوفیلتراسیون

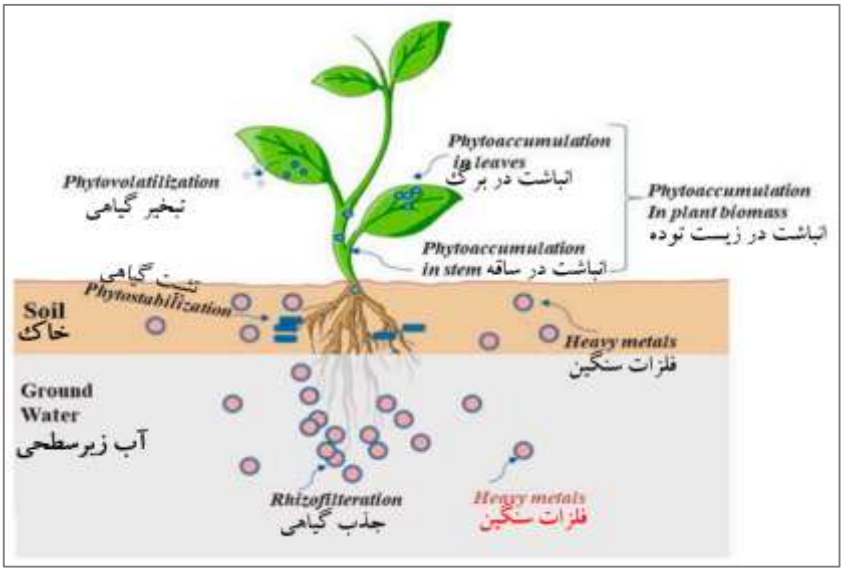
نیازی به دفع گیاه در پایان ندارد. با این حال، نیاز به انتخاب گیاهی دارد که تحمل بالایی به فلزات سنگین داشته باشد و نیز سیستم ریشه‌ای آن برای بی حرکت کردن فلزات سنگین مناسب باشد تا ساختمان خاک را تثبیت و از فرسایش خاک جلوگیری کند. نگهداری این گیاهان باید در شرایط خاکی منطقه آسان باشد، زیست توده مناسب ایجاد کند و سرعت رشد بالایی داشته باشد.

۵- ٤- ٤- تبخیر گیاهی

این سازوکار شامل فرایندی است که طی آن گیاه آلاینده‌ها را از خاک جذب می‌کند، سپس با متابولیسم پیچیده،آن‌ها را از ترکیبات سمّی به ترکیبات کمتر سمی یا غیرسمی‌تبدیل می‌کند و در پایان آن‌ها را در جوّ آزاد یا دفع می‌کند. برخی از اعضای کلیدی خانواده چلیپائیان (کلم‌ها) به عنوان تبخیرکننده‌های خوب فلزات سنگین شناخته شده‌اند. استفاده از خردل چینی برای تبخیر سلنیوم گزارش شده است. این سازوکار برای بسیاری از فلزات سنگین مانند سلنیوم، آرسنیک و جیوه تایید شده است. تصور می‌شود که این سازوکار، بسته به گونه‌های گیاهی، شامل مراحل پیچیده گوناگونی است. به عنوان نمونه، سلنیوم پس از جذب، تغییرات شیمیایی زیادی پیدا می‌کند و در پایان توسط خردل چینی به دی متیل سلنید (DMSe) تبدیل می‌شود که یک ترکیب فرّار کمتر سمی‌است و به راحتی در اتمسفر پراکنده می‌شود. جیوه(Hg) که به طور طبیعی در دمای اتاق به صورت مایع وجود دارد، بسیار واکنش پذیر است و می‌تواند به راحتی تبخیر شود. گیاه پس از جذب جیوه از ریشه، آن را به جیوه یونی تبدیل می‌کند که سپس به صورت یک ترکیب فرّار با مسموم کنندگی کمتری به جو باز می‌گردد. تبخیرکنندگی گیاهی، نسبت به سایر سازوکارهای پالایش گیاهی برای حذف فلزات سنگین برتر و برای آلاینده‌های شبه فلز مناسب تر است. این موضوع بسیار مهم است زیرا دیگر نیازی به دفع کامل گیاه نیست. بنابراین، این سازوکار نیاز به ارزیابی ریسک بیشتری قبل از کاربرد میدانی آن در محل دارد. نقش اندام‌های گیاهی در فرایند پالایش گیاهی در شکل ۵- ۲ نمایش داده شده است.

۵- ۵- گیاهان مناسب برای پالایش گیاهی

آلودگی فلزات سنگین را می‌توان با استفاده از سازوکار پالایش گیاهی به بهترین وجه مورد توجه قرار داد. گیاهان در خود روش‌هایی را برای جذب فلزات سنگین، بدون ایجاد سمیت قابل‌توجه، ایجاد کرده‌اند. زیست توده گسترده و تجدیدپذیر آن‌ها به جلوگیری از انباشت زیستی سموم در خاک و آب کمک می‌کند. با این حال، به دلیل اثرات زیانبار فلزات سنگین بر گیاهان، رشد آن‌ها در خاک سرشار از فلزات سنگین با مشکل روبرو خواهد شد.



اولادوی و همکاران، ۲۰۲۲

شکل ۵- ۲- نقش اندام‌های گیاهی در فرایند پالایش گیاهی

بیشتر گیاهانِ با توان تحمل فلزات سنگین (متالوفیت‌ها[1]) به عنوان گیاهانی در نظر گرفته می‌شوند که می‌توانند در فرایند پالایش گیاهی به کار روند. وجود فلز در نشانگرها، حذف کننده‌ها، و بیش‌اندوزها نشان دهنده سه دسته از متالوفیت‌ها هستند(جدول ۵- ۱).

1 Metallophytes

جدول ۵- ۱- گیاهان بیش اندوز، حذف کننده و نشانگر فلزات

Categories	Plant Species گونه های گیاهی	Accumulation انباشت
Metal hyperaccumulator گیاه بیش اندوز فلزات	*Salicornia marinima*	Cu and Zn
	Rhizophora mangle,	Hg, Al, As, Cd,
	Laguncularia racemosa	Cr, Cu, Fe, Pb, Mg and Zn
	Eichhornia crassipes Ludwigia stolonifera,	Cd, Ni and Pb
	Echinochloa stagnina, and Phragmites australis	
Metal excluder حذف کننده فلزات	*Brugaiera gymnorhiza*	Cu and Cd
	Atriplex halimus	Ni,Cu, Pb and Zn
Metal indicator نشانگر فلزات	*Phragmites austaralis*	Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn
	Phragmites australis, Typha capensis and Spartina maritima	Cu, Pb and Zn
	Eichhornia crassipes,	Cd, Ni and Pb
	Ludwigia stolonifera	
	Echinochloa stagnina and Phragmites australis	

اولادوی و همکاران، ۲۰۲۲

۵- ٦- بیش اندوزهای فلزات سنگین

بیش اندوزهای فلزات سنگین به گروهی از گیاهان خانوادههای گوناگون گفته میشود که توانایی رشد در خاکهای سرشار از فلزات سنگین را دارند، بدون این که هیچ گونه اثر نامطلوبی داشته باشند. بیش اندوزها با سه ویژگی از گونههای غیر بیش اندوز متمایز میشوند: جذب قابلتوجه فلزات سنگین، انتقال سریعتر آنها از ریشه به ساقه و توانایی بیشتر برای جداسازی فلزات سنگین در برگها. تاکنون بیش از ۴۰۰ گونه بیشاندوز شناسایی شدهاند (شیوران و همکاران، ۲۰۱۰؛ لیو و همکاران، ۲۰۱۸). این گیاهان از درختچههای چند ساله تا درختان متعلق به تیره شب بو (Brassicaceae)، باقلا(Fabaceae)، فرفیون یا شیرسگ[۱](Euphorbiaceae) ، Asterraceae، نعنا (Lamiaceae)، و گل میمون (Scrophulariaceae) و علفهای زیادی مانند شبدر برسیم (Trifolium alexandrinum) و ارزن (Panicum maximus) هستند. شبکههای ریشه گسترده آنها، مقاومت در برابر سمیت فلزات، زیست توده بالا و چند بار برداشت در دوره رشد از ویژگیهای این گیاهان است. گیاه سوییس (Thlaspi caerulescens) از تیره

[۱] فرفیون دارای شیره شیری رنگ و بسیار سمی است. در صورت تماس با پوست احتمال بروز سرطان پوست بالاست. در صورت تماس با چشم باعث کوری و یا ضعف بینایی میشود. شایان ذکر است به منظور تحقیقات گیاه پالایی، یکی از روشهای یافتن میدانی گیاهان بیش اندوز، در نظر گرفتن ویژگی های مورفولوژیکی آن گونه ها است.

شب بو بیش اندوز فلز روی شناخته شده است. یانگ و همکاران (۲۰۰۴) دریافتند که Sedum alfredii یک بیش اندوز کارآمد کادمیوم/روی است و سطوح زیادی از روی (هزاران میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کادمیوم (چندصد تا هزاران میلی‌گرم بر کیلوگرم) را انباشته می‌کند. طبق گفته چن و همکاران (۲۰۰۲)، نوعی سرخس دوپایه (Pteris vittata) می‌تواند بیش از ۵۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم آرسنیک را در برگ خود انباشته کند. ضریب انباشتگی (نسبت غلظت فلز در گیاه به غلظت فلز در خاک) در برگ این گیاه می‌تواند به ۸۰ برسد.

برخی از محصولات با تولید زیست توده بزرگ، برای استخراج گیاهی فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفته‌اند. نمونه‌هایی از این محصولات عبارتند از: شاهدانه (Cannabis sativa)، تنباکوی معمولی (Nicotiana tabacum) و ذرت(Zea mays). به همین ترتیب، برخی از گونه‌های گیاهی چوبی که ویژگی غیر خوراکی بودن، تولید زیست‌توده بالا، سیستم ریشه عمیق و مقاومت در برابر فرسایش و جلوگیری از پراکندگی خاک آلوده را دارند، نیز شناسایی شده اند.

۵- ۷- جمع‌کننده‌های فلزات سنگین در ریشه‌ها

در این سازوکار مقدار فلزاتی که از ریشه به شاخه‌ها منتقل می‌شود، محدود می‌گردد. در نتیجه، غلظت فلزات در بخش‌های هوایی آن‌ها نمی‌تواند زیاد باشد. به عکس، ریشه‌های این گیاهان می‌توانند سطوح بالایی از فلزات سنگین را در خود انباشته کنند. جمع کننده‌های فلزات سنگین می‌توانند در خاک‌های به شدت آلوده رشد کنند، ولی جذب فلزات سنگین آن‌ها حتی با وجود غلظت بالای فلزات سنگین در خاک کم است. بنابراین شناسایی گیاهانی که فلزات سنگین را حذف می‌کنند ضروری است. گیاهان چوبی مانند نوعی کاج (Pinus radiata)، سپیدار (Populus)، بید (Salix)، و پامچال شب (Oenothera biennis) نمونه‌هایی از گونه‌های حذف کننده هستند.

۵- ۸- نشانگرهای فلزات سنگین

نشانگرهای فلزی، همانند انباشته کننده‌ها، فلزات را در بافت هوایی خود جمع می‌کنند. غلظت فلزات در بافت هوایی آن‌ها به طور معمول متناسب با غلظت فلز در محیط است. اگر این گیاهان به جذب فلزات ادامه دهند، در نهایت می‌میرند. این گیاهان از نظر زیستی و اکولوژیکی اهمیت دارند، زیرا نشانگرهای آلودگی هستند و آلاینده‌هایی مانند انباشته شونده‌ها را جذب می‌کنند. مطالعات با استفاده از نشانگرهای فلزی برای زدودن فلزات سنگین از خاک انجام می‌شود. گیاه نی (Phragmites australis) به عنوان یک نشانگر فلزی در مطالعات گیاه پالایی بسیار مورد توجه قرار گرفته است.

۵-۸-۱-کاربرد فناوری پالایش گیاهی در خاک‌های آلوده - درجا، خارج از محل و رویکردهای ترکیبی

فناوری پالایش گیاهی به دو دسته تقسیم می‌شود: درجا[1] و در خارج محل[2]. در روش خارج محل، پالایش گیاهی بر روی خاک یا آب، دور از محل اصلی آن انجام می‌شود. برای مکان‌های غیرکشاورزی آلوده به فلزات سنگین، چنین متداول است که خاک یا آب برای پالایش به خارج از محل اصلی برده می‌شود. این کار به طور معمول با استفاده از خاکبرداری، سم‌زدایی و تخریب مکان‌های آلوده انجام می‌شود. این روش کاربرد به اندازه روش پالایش گیاهی درجا رایج نیست. پالایش گیاهی درجا درمان مکان‌های آلوده در محل خود است (نژاد و همکاران، ۲۰۱۸). گمان می‌رود که این روش کار نسبت به سیستم خارج از محل مقرون به صرفه تر و سازگارتر با محیط زیست باشد. در زمین‌های کشاورزی و نیز برای پالایش زهاب کاربردی تر است، مزاحمت کمتری ایجاد می‌کند و نیازی به کاربرد ماشین‌های بزرگ برای حفاری خاک ندارد. سازوکار

1 In-situ
2 Ex-situ

ریزوفیلتراسیون در مقایسه با استخراج گیاهی و پایدارسازی گیاهی برای اصلاح آب‌های زیرزمینی آلوده به عنوان روش موفقی گزارش شده است. این سازوکار برای پالایش آب‌های زیرزمینی آلوده به فلزات و پساب‌های شیمیایی، به‌ویژه با استفاده از ماکروفیت‌ها و جلبک‌های بزرگ به کار گرفته می‌شود. از نمونه‌های متداول آن می‌توان به عدسک آبی (Lemna gibba L) اشاره کرد که به عنوان نشانگر زیستی خوبی گزارش شده است.

به طور کلی توصیه می‌شود که پالایش گیاهی، باید با روش‌های دیگر برای نتایج بهینه و در عین حال، کاهش خطرات اکولوژیکی، تکمیل شود. تثبیت گیاهی با برخی از اصلاح کننده‌های شیمیایی مانند فسفات‌ها، آهک و کمپوست ضایعات چای برای بازسازی سایت‌های معادن متروک مورد توجه قرار گرفته است. یک ایده مناسب برای تقویت پالایش گیاهی، استفاده از میکروب‌های محرک رشد ریزوسفر برای کمک به عملکرد گیاه است. استفاده از ریزجانداران مرتبط با گیاه به طور گسترده توسط بسیاری از پژوهشگران برای کمک به پالایش گیاهی گزارش شده است. گمان می‌رود که میکروب‌های مفید ریزوسفر، تکثیر ریشه را تحریک کرده و پاسخ گیاه به طبیعت شیمیایی خاک را افزایش می‌دهند. بسیاری از قارچ‌ها و باکتری‌های ریزوسفری، برای کمک به گیاهان در برابر پاتوژن‌های خاک، موجب افزایش رشد، جذب مواد مغذی و تقویت واکنش تحمل آن‌ها به فلزات سنگین شناخته شده‌اند.

برخی از قارچ‌های درون خاک می‌توانند هورمون‌های گیاهی را برای افزایش رشد گیاه و پالایش گیاهی تولید کنند. افزایش فراهمی‌زیستی فلزات سنگین، راه دیگری برای افزایش استخراج گیاهی است. فلزات سنگین در خاک همیشه به آسانی برای جذب گیاه در دسترس نیستند، بلکه در بیشتر موارد، تنها تعداد کمی‌از آن‌ها به شکل محلول در دسترس هستند که می‌توانند به راحتی توسط گیاهان جذب شوند. به عنوان نمونه، کادمیوم، مس، نیکل، سلنیوم و روی به عنوان فلزات / شبه فلزهای در دسترس طبقه بندی می‌شوند؛ در حالی که کبالت، آهن و منگنز به طور متوسط در

دسترس هستند و کروم و سرب کمترین فراهمی‌زیستی را دارند (پراساد، ۲۰۰۳). فلزات سنگینی که کمترین فراهمی‌زیستی را دارند، در برابر استخراج گیاهی مقاوم‌تر هستند.

فراهمی‌زیستی فلزات سنگین در خاک به طور کلی به حلالیت، ویژگی خاک و توانایی فلز در تشکیل کمپلکس با ذرات خاک بستگی دارد. عوامل مربوط به خاک مانند pH، عوامل کیلیت[۱]، مشخصات شیمیایی و میکروب‌های خاک را می‌توان برای تقویت سازوکار استخراج گیاهی در نظر داشت. این ترکیبات همراه با اسیدهای آلی در ریزوسفر گیاهی می‌توانند حلالیت فلزات سنگین، تحرک و فراهمی‌زیستی آن‌ها را افزایش دهند. نشان داده شده است که استفاده از عوامل کیلیت باعث افزایش فراهمی‌زیستی فلزات سنگین می‌شود، عوامل کیلیت اغلب با فلزات سنگین در خاک، کمپلکس‌های محلول در آب را تشکیل می‌دهند، از رسوب آن‌ها جلوگیری می‌کنند، آن‌ها را متحرک تر می‌کنند، واجذب[۲] را تسهیل می‌کنند و موجب فراهمی‌زیستی می‌شوند. عوامل کیلیت کننده فلزات سنگین معمولی به دو گروه مصنوعی و آلی گروه بندی می‌شوند. بسیاری از کیلیت کننده‌های مصنوعی به طور گسترده‌ای برای افزایش استخراج گیاهی استفاده می‌شوند. با این حال، استفاده از این کیلیت کننده‌های مصنوعی به دلیل تخریب پذیری ضعیف و ماندگاری آن‌ها در خاک، موجب آبشویی فلزات سنگین می‌شوند. کیلیت کننده‌های آلی مانند اسیدهای استیک، سیتریک، اگزالیک و مالیک نیز مورد استفاده قرار می‌گیرند. اینها منشا طبیعی دارند و به راحتی با خطرات کمتری برای محیط زیست تخریب می‌شوند. چندین گزارش جالب نیز در مورد کاربرد کمپوست آلی برای تقویت پالایش گیاهی ارائه شده است. برای تقویت این فناوری، استفاده از مواد اصلاح کننده آلی پیشنهاد شده است. گزارش شده است که این امر مشکل کاهش حلالیت فلزات سنگین و فراهمی‌زیستی آن‌ها را با تغییر pH خاک آلوده بهبود می‌دهد. مواد اصلاح کننده آلی

---

[۱] مواد کیلیت کننده (شلات کننده، Chelating agents) موادی هستند که با اتصال، یون های فلزی مانند کلسیم و منیزیم و یا یون های شبه فلزی مانند کلر را از آب جدا می کنند.

2 Desorption

مانند زیست توده گیاهی کمپوست شده، کمپوست قارچ و فضولات حیوانی، به بهبود مواد آلی خاک و خواص زیستی آن‌ها کمک می‌کنند. افزون بر این، می‌توانند به تثبیت گیاهی کمک کنند، باعث تقویت گیاه شوند و پتانسیل نگهداری آب در خاک را بیشتر کنند. همچنین گزارش شده است که بسیاری از این میکروب‌های مفید می‌توانند به طور مستقیم یا غیرمستقیم در افزایش حجم ریشه برای تثبیت گیاهی آلاینده‌های فلزات سنگین کمک کنند.

۵- ۹- دفع محصولات پالایش گیاهی یا استفاده از محصولات جانبی آن‌ها

۵- ۹- ۱- روش‌های پیش از درمان[1]

در بیشتر موارد، پالایش گیاهی فلزات سنگین از محیط خاک، مستقیم یا غیرمستقیم، منجر به آلودگی نسبی گیاهان مورد استفاده می‌شود. به بیانی دیگر، گیاهان مسموم می‌شوند و نیاز به درمان دارند، به گونه‌ای که منجر به آلودگی محیطی دیگری نشوند. چندروش دفع و/یا استفاده از محصولات جانبی پالایش گیاهی مانند دفع مستقیم، سوزاندن، استخراج شیره گیاهی، کمپوست سازی، متراکم کردن و خاکستر کردن توسط تعدادی از پژوهشگران شرح داده شده است (اولادویه و همکاران به نقل از بلایلاک و همکاران، ۱۹۹۷؛ فلاتمن و لانزا، ۱۹۹۸؛ گاربیسو و آلکورتا، ۲۰۰۱؛ کروگر و همکاران، ۱۹۹۷؛ کومار و همکاران، ۲۰۱۹؛ مولیگان و همکاران، ۲۰۰۱؛ راسکین و همکاران، ۱۹۹۷. همکاران، ۱۹۹۵، ۱۹۹۸). به منظور دفع کامل گیاهان مورد استفاده در پالایش گیاهی، نیاز به کاهش حجم، برای جابجایی آسان تر به مرکز پالایش نهایی، از طریق سه رویکرد اصلی، یعنی: کمپوست، پیرولیز[2] و تراکم وجود دارد.

1 Pre-treatment methods
2 Pyrolysis

۵- ۹- ۱ - ۱- کمپوست سازی

این روش برای کاهش حجم زیست توده پیشنهاد شده است. مزایای کمپوست سازی زیست توده آلوده، به عنوان یک روش پیش تصفیه، کاهش حجم و وزن آن است. این امر به طور مستقیم یا غیرمستقیم هزینه‌های حمل و نقل به تأسیساتی که برای دفع زباله‌های خطرناک طراحی شده اند را کاهش می‌دهد. باید توجه داشت که رویکرد کاهش حجم، نیاز به سطح بالایی از نظارت برای جلوگیری از آبشویی یون‌های فلزات سنگین سمی‌دارد. در بیشتر موارد، محصولات به‌دست‌آمده از کمپوست‌سازی گیاهان آلوده دارای سطح بالایی از یون‌های فلزی سمی هستند. این موضوع، محصول کمپوست را برای کاربرد کشاورزی به‌عنوان کود نامناسب می‌سازد (کوواکس و زمملویس، ۲۰۱۷). مطالعه آزمایش آبشویی انجام شده بر روی زیست توده آلوده به سرب نشان دهنده تشکیل ترکیبات آلی است که محلول هستند و می‌توانند حلالیت سرب و به عبارت دیگر خطر آلودگی را افزایش دهند. برای کاستن از خطر این رویداد، پیشنهاد کرده اند که برای جلوگیری از شسته شدن یون‌های فلزی، آهک به کمپوست افزوده شود. در یک پژوهش، هنگامی‌که پس از نزدیک ۳۰ روز، آهک به کمپوست سنبل آبی اضافه شد، کاهش فلزات محلول در آبِ کروم، مس و روی آشکار گردید. با افزودن اسید پنتریک، کاهش فلزات محلول در اسید مانند کادمیوم، نیکل، کروم، آهن و روی مشاهده شد. افزودن اکسید کلسیم تأثیری بر کاهش سطوح فلزات نداشت.

ترکیب کمپوست آلوده با زیست توده غیر آلوده، نیز ممکن است تا اندازه‌ای موجب کاهش خطر شود که کاربرد آن در کشاورزی را توجیه پذیر کند. این رویکرد نیاز به نظارت دقیق بر ترکیب مخلوط دارد. برخی از مطالعات، اثربخشی افزودن عامل کیلیت کننده به خاک آلوده را برای افزایش استخراج گیاهی نشان داده‌اند. یک مطالعه بر روی لوبیا (Phaseolus vulgaris) نشان داد که کمپلکس‌های روی و سرب با نوعی کیلیت کننده، در اندام‌های هوایی به ترتیب به طور کامل و تا اندازه‌ای جدا شده‌اند. این بدان معناست که زیست توده گیاهی برداشت شده پس از استخراج گیاهی، ممکن است دارای کمپلکس‌های فلزی-کیلیت قابل آبشویی و متحرک باشد.

۵- ۹- ۱- ۲- تراکم

فرایند فشرده‌سازی یا پالت‌سازی زیست‌توده گیاهی آلوده به این ترتیب است که در ابتدا شیرابه از زیست توده جدا می‌شود و سپس با فشار، محصول فشرده می‌شود(کوواکس و زمملویس، ۲۰۱۷). محصول نهایی حاصل از این تراکم، دارای مقدار زیادی فلز سنگین است و باید با آن، به عنوان زباله سمی که نیاز به تصفیه بیشتر دارد رفتار شود. اطلاعات تجربی مربوط به تراکم کمیاب است و نیاز به پژوهش در مورد چگونگی شکل زیست توده، اندازه‌ها، ترکیبات شیمیایی، چگالی ذرات و تاثیر آن‌ها بر فرایند تراکم دارد (مانی و همکاران، ۲۰۰۶). همین طور، مطالعه بر روی غلظت شیرابه و فنون بازیابی فلزات سنگین در آن بسیار ارزشمند خواهد بود.

۵- ۹- ۱- ۳- پیرولیز

یکی دیگر از روش‌های درمان زیست توده گیاهی آلوده، تجزیه در اثر حرارت است. این فن شامل تجزیه زیست توده آلوده در دمای متوسط و در نبود هوا است که زیست توده به سه بخش گاز، مایع و جامد تقسیم می‌شود. پیرولیز با دمای متوسط، بخش جامد با کیفیت عالی و بخارات بدون قیر به دست می‌دهد، در حالی که پیرولیز با دمای بالا، مقدار زیادی مایع و مقدار کمی گاز تولید می کند. با این حال، هدف نهایی پیرولیز زیست توده آلوده، به دست آوردن مقدار زیادی باقی‌مانده جامد با محتوای فلزات سنگین بالا است. لیکن از آنجایی که پیرولیز با دمای زیاد، بخش مایع با کیفیت بهتری را ارائه می‌دهد، بیشتر مورد استفاده قرار می گیرد. به طور نسبی، این رویکرد کمتر بخار آلوده یا آلاینده‌های گازی تولید می کند زیرا این بخش‌ها در دماهای پایین‌تر تولید و از سیستم خارج می‌شوند. محصولات نهایی حاصل از پیرولیز زیست توده آلوده عبارتند از نیم سوز کک دارای فلزات سنگین و گاز پیرولیتیک. نیم سوز کک دارای فلزات سنگین باید در تاسیسات تصفیه پسماندهای خطرناک پالایش شود. در غیر این صورت، نیم سوز کک باید به جای کک، برای ذوب روی/سرب استفاده شود، که به موجب آن سرب یا روی می‌توانند بازیافت شوند.

۵- ۹- ۱- ٤- استخراج جامد-مایع[1]

این رویکرد شامل استفاده از حلال‌های گوناگون برای حذف فلزات سنگین از زیست توده گیاهی آلوده است. به طور معمول، به دلیل وجود فلز سنگین سمی موجود در زیست توده است که از آن به عنوان زباله خطرناک یاد می‌شود. غلظت فلزات سنگین زیست توده گیاهی آلوده، پس از شستشو با حلال ها، کم می‌شود و به غلظت غیرخطرناک می رسد(کواکس و همکاران، ۲۰۱۳). اجرای این روش تا اندازه‌ای پرهزینه است. این کار به طور معمول روی شیرابه انجام می‌شود.

۵- ۹- ۲- دفع مستقیم

دفع مستقیم زیست توده گیاهی آلوده، روش دیگری برای گیاهانی است که برای اهداف پالایش گیاهی مورد استفاده قرار گرفته اند. این روش به کار کمتری نیاز دارد، لیکن با هزینه‌های بالای حمل و نقل زیست توده گیاهی سمی به سایت‌های تخلیه همراه است. از آنجا که مقدار زیادی از فلزات سنگین، پس از تجزیه زیست توده گیاهی آلوده، در محل‌های تخلیه باقی می‌مانند و در حقیقت به محیط بازگردانده می‌شوند، روش دلخواهی به حساب نمی‌آید. محدودیت‌های ذاتی در رویکرد دفع مستقیم با توجه به بازگشت آلاینده‌ها به محیط زیست را می‌توان با انجام آزمایش‌های شستشوی گوناگون با استفاده از روش‌های استاندارد برآورد کرد. در نهایت، در نتیجه این روش‌ها و سایر محدودیت‌ها در روش دفع مستقیم، در حال حاضر روند افزایشی به سمت سوزاندن زیست توده آلوده یا پیرولیز وجود دارد.

۵- ۹- ۳- خاکستر کردن

خاکستر کردن زیست توده آلوده می‌تواند برای کاهش حجم و وزن زیست توده استفاده شود. اگرچه برخی از پژوهشگران به این روش اشاره کرده اند، داده‌های تجربی کمی‌در دسترس است.

---

[1] Solid – Liquid Extraction

ژانگ و همکاران (۲۰۲۱) اثرات تیمارهای پیرولیز و خاکستر را بر روی روی (Zn) و کادمیوم (Cd) با استفاده از گیاه بیش اندوز ناز (Sedum plumbizincicola) مقایسه کردند. بررسی نشان داد که هر دو روش پیرولیز و خاکستر می‌توانند کادمیوم و روی را در زیست توده آلوده ناز از حالت در دسترس زیستی به شکل پایدار پنهان کنند و این پایداری متناسب با دما افزایش می‌یابد. روش خاکستر، فلزات سمی Cd و Zn را تا نزدیک ۴۲ درصد کاهش می‌دهد، در حالی که پیرولیز توان تبدیل ۷۰ درصد روی و ۸۰ درصد کادمیم از زیست توده آلوده ناز را به حالت پایدار دارد.

۵- ۱۰- ارزیابی آلودگی خاک به فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی

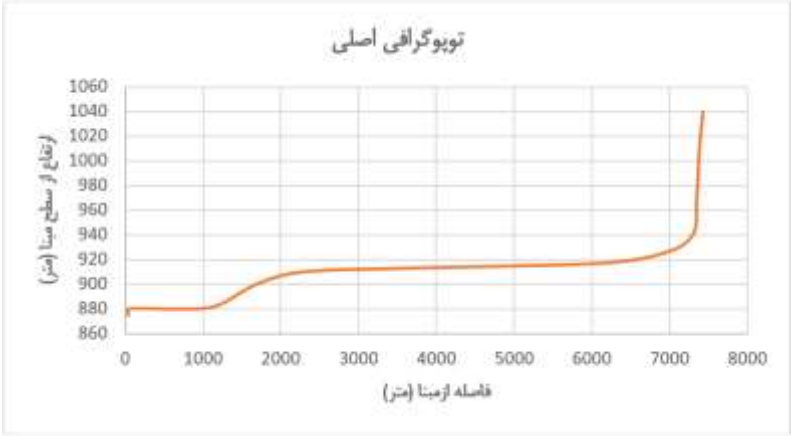
در برخی کشورها، پایش خاک انجام نمی‌شود. از این رو ممکن است که بسیاری از آلودگی‌ها آشکار نشوند. در بسیاری از کشورها، یا معیارها و هنجارهای مربوط به آلودگی خاک به فلزات سنگین وجود ندارد و یا این که اجرای آن‌ها مورد توجه قرار نمی‌گیرد.

یافتن منبع و منشاء فلزات سنگین از این رو اهمیت می‌یابد که می‌توان در باره رفع خطر از فلزات سنگین چاره اندیشی کرد. یافتن ارتباط مکانی آلودگی خاک به فلزات سنگین با کاربری زمین و عوامل انسانی می‌تواند از جمله این یافته‌ها باشد. بررسی بیشتر می‌تواند ارتباط غلظت فلزات سنگین با برخی ترکیبات موجود در خاک، مانند آهک، را نمایان کند و راه را برای کاهش مشکلات نشان دهد.

در ادامه خلاصه‌ای از این گونه مطالعات که در لبنان انجام گرفته است ارائه می‌شود. درویش (۲۰۱۸) در سمپوزیوم جهانی آلودگی خاک که توسط فائو برگزار شد، به بررسی آلودگی خاک توسط فلزات سنگین در این کشور پرداخت. در این پژوهش ۱۰۱ نمونه خاک جمع‌آوری و برای اندازه گیری مقدار کل فلزات سنگین تجزیه شدند. چهار فلز سنگین کروم، نیکل، کادمیوم و سرب مورد نظر بود.

شکل ۵- ۳ توپوگرافی منطقه را در راستای بزرگترین شیب نشان می‌دهد. مبنای محور طولی محل برخورد با رودخانه لیتانی است. در این شکل سه فیزیوگرافی دشت، کوهپایه و کوه را می‌توان از

هم تمیز داد. دو تراس دشت (۰ تا ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ تا ۷۰۰۰ متر) در ساحل رودخانه وجود دارد. بین این دو تراس، ناحیه شیبداری دیده می شود که شیبی نزدیک دو درصد دارد ولی همچنان باید آن را به صورت دشت نگریست. از فاصله ۷۰۰۰ تا نزدیک ۷۲۰۰ متر کوهپایه است و پس از آن کوه قرار دارد.



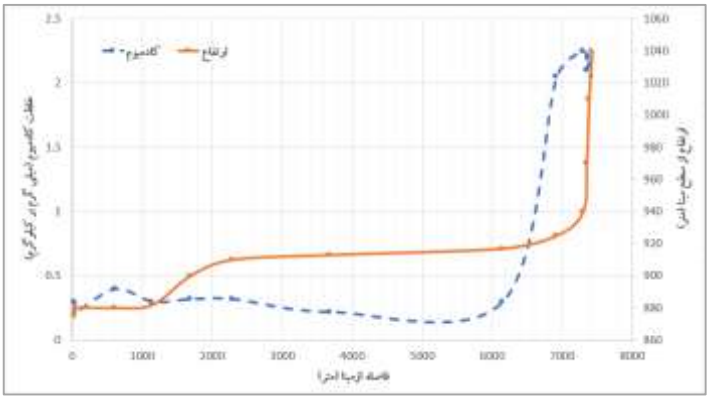
شکل ۵- ۳ توپوگرافی منطقه در راستای بزرگترین شیب

رسوب می‌تواند یا از فرسایش بخش کوهستانی سرچشمه گرفته شده باشد و یا از سرریز رودخانه در شرایط سیلابی به دشت رسیده باشد. با این دیدگاه به منشاء فلزات سنگین پرداخته می‌شود.

۵- ۱۰- ۱- منشا کادمیوم

شکل ۵-۴ غلظت کادمیوم را در این راستا نشان می‌دهد. توزیع واقعی کادمیوم به جز در نقاطی از کوهپایه، مقدار کم کادمیوم را نشان می‌دهد. با عبور از کوهپایه به بالای کوه یعنی با افزایش ارتفاع از سطح دریا، غلظت کادمیوم بیشتر می‌شود. نبود ظاهری فشار انسانی، این گمان را پیش می‌آورد که سطح بالای کادمیوم در خاک، منشا طبیعی مادری دارد. در غیر این صورت، ممکن است یک منبع نقطه‌ای از آلودگی بالا (پسماندهای سمی) وجود داشته باشد. اختلاف معنی داری بین غلظت

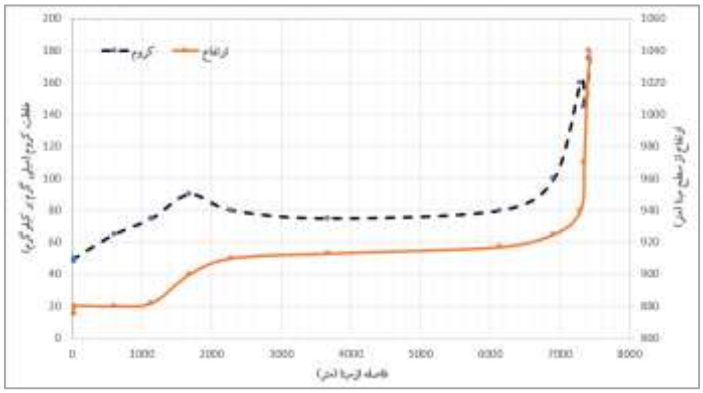
کادمیوم در دو تراس دشت و اطراف رودخانه دیده نمی‌شود. می‌توان چنین نتیجه گرفت که رودخانه منشاء پیدایش کادمیوم نیست.



شکل ۵-٤ غلظت کادمیوم در راستای مورد نظر

۵- ۱۰- ۲- منشاء کروم

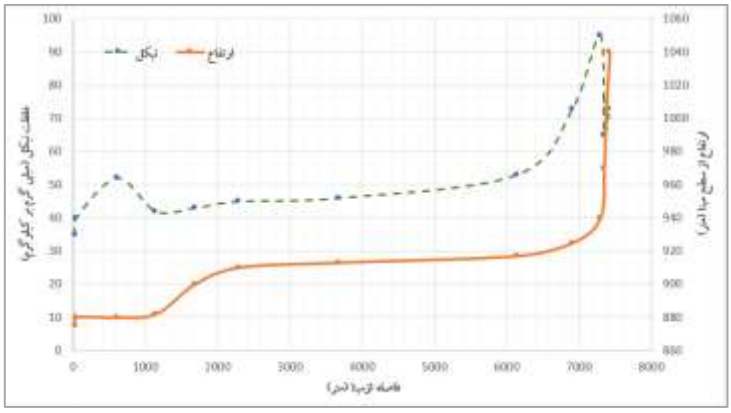
شکل ۵-۵ غلظت کروم را در این راستا نشان می‌دهد. غلظت کروم از کوه به سوی رودخانه کاهش می‌یابد. لیکن بررسی محلی نشان می‌دهد که با نزدیکی به مناطق کشاورزی مقدار آن بیشتر می‌شود. این موضوع نشان دهنده اثرات انسانی است. تحلیل آماری نشان می‌دهد که اختلاف معنی‌داری بین غلظت کروم در خاک ارتفاعات و کوهپایه‌ها وجود ندارد. شگفت این است که اختلاف بین غلظت کروم در دشت و کوه هم معنی دار نیست. این موضوع نشان دهنده این است که سرچشمه کروم، مواد مادری است.



شکل ۵-۵ - غلظت کروم در راستای مورد نظر

۵- ۱۰- ۳- منشاء نیکل

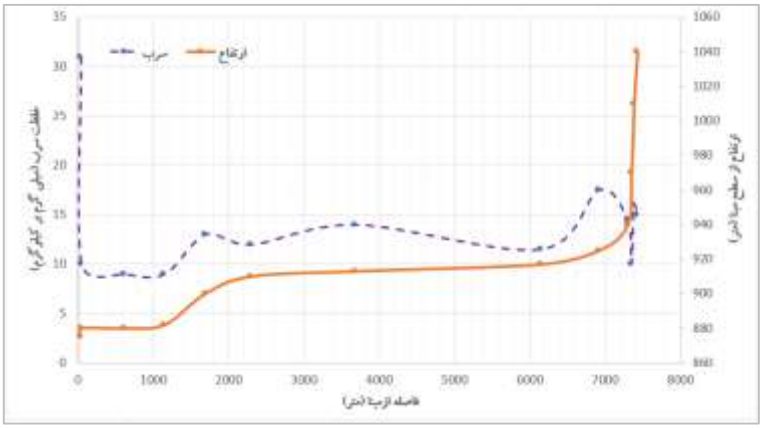
شکل ۵-۶ غلظت نیکل را در این راستا نشان می‌دهد. غلظت نیکل در مناطق گوناگون، از نگاه آماری اختلاف معنی داری با هم دارند. این موضوع می‌تواند نشان دهنده تاثیر عوامل انسانی مانند کاربری اراضی، کاربرد ریزمغذی‌ها و یا استفاده از فاضلاب و پساب در آبیاری باشد. افزون بر این، بالا بودن غلظت نیکل در خاک مناطق کوهستانی، کوهپایه و نیز در نزدیکی رودخانه می‌تواند ناشی از فرسایش ارتفاعات ورسوبگذاری رودخانه‌ای در مواقع سیلابی نیز باشد؛ موضوعی که به بررسی بیشتر نیازمند است.



شکل ۵-٦ - غلظت نیکل در راستای مورد نظر

۵- ۱۰- ٤- منشاء سرب

شکل ۵-۷ غلظت سرب را در این راستا نشان می‌دهد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که خطر سرب در این منطقه از بقیه فلزات سنگین کمتر است. در کناره‌های رودخانه غلظت سرب در خاک زیاد است. چنانچه این غلظت در اثر مواد سوختنی سرب دارمانند سوخت موتور پمپ ها نباشد، باید بررسی‌های بیشتری انجام شود. بطور کلی، خطر سرب در منطقه وجود ندارد و غلظت آن از حد مجاز کمتر است.

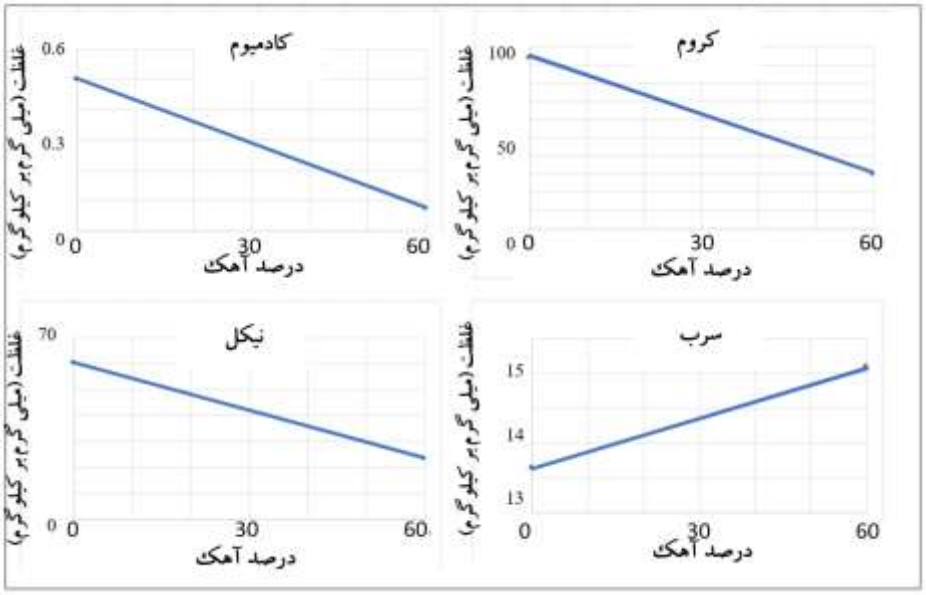


شکل ۵-۷- غلظت سرب در راستای مورد نظر

۵- ۱۱- رابطه غلظت فلزات سنگین با عوامل مهم و موثر خاک

خاک‌های منطقه آهکی و سنگین هستند و درصد مواد آلی آن‌ها کم است. رابطه بین مقدار آهک خاک و غلظت فلزات سنگین در شکل ۵- ۸ نشان داده شده است. هر چند تعداد ۱۲۰ نمونه خاک به نظر کافی است، لیکن ضریب همبستگی بین آن‌ها پایین بوده است. به عبارت دیگر، غلظت فلزات سنگین در بین نمونه‌ها بسیار پراکنده بوده است. شاید بتوان این نتیجه را گرفت که تغییرات غلظت فلزات نسبت به مکان به شدت زیاد است. در هر حال، با توجه به تعداد نمونه‌ها می‌توان در باره روند تغییرات به اندازه کافی اطمینان داشت.

رابطه همبستگی بین آهک و فلزات سنگین (شکل ۵-۸) بجز در مورد سرب منفی بوده است. به عبارت دیگر هر چقدر آهک خاک بیشتر بوده، غلظت کادمیوم، کروم و نیکل نیز افزایش یافته است.



شکل ۵- ۸- رابطه غلظت فلزات سنگین با آهک در خاک

۵- ۱۲- ارتباط آلودگی خاک به فلزات سنگین با عوامل دیگر

۵- ۱۲- ۱- رابطه غلظت فلزات سنگین با pH خاک

تجزیه و تحلیل آماری رابطه بین pH و فلزات سنگین نشان داد که همبستگی منفی غیر معنی داری بین آن‌ها وجود دارد. به عبارت دیگر، هر چند که ضریب همبستگی بین آن‌ها پایین است ولی می‌توان گفت که با افزایش pH، غلظت همه فلزات سنگین کاهش می‌یابد. جدول ۵-۲ نمایان گر این وضعیت است.

جدول ۵- ۲- رابطه بین غلظت فلزات سنگین و pH خاک

فلز سنگین	رابطه	روند تغییرات
کادمیوم	C= -0.54 pH + 4.75	کاهشی
کروم	C=- 43.67 pH + 421.7	کاهشی
نیکل	C=- 22.96 pH + 231.02	کاهشی
سرب	C=- 10.09 pH + 97.3	کاهشی

C غلظت بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم

روند افزایشی (کاهشی)یعنی با افزایش pH غلظت افزایش (کاهش) می‌یابد

۵- ۱۲- ۲- رابطه غلظت فلزات سنگین با درصد مواد آلی خاک

تجزیه و تحلیل آماری رابطه بین درصد مواد آلی خاک و فلزات سنگین نشان می‌دهد که همبستگی منفی غیر معنی داری بین آن‌ها وجود دارد. به عبارت دیگر، هر چند که ضریب همبستگی بین آن‌ها پایین است ولی می‌توان گفت که با افزایش درصد مواد آلی خاک، غلظت همه فلزات سنگین کاهش می‌یابد. جدول ۵-۳ نمایان گر این وضعیت است.

جدول ۵- ۳- رابطه بین غلظت فلزات سنگین و درصد مواد آلی خاک

فلز سنگین	رابطه	روند تغییرات
کادمیوم	C= -0.037 OM + 0.37	کاهشی
کروم	C=- 5.83 OM + 73.61	کاهشی
نیکل	C=- 3.11 OM + 48.07	کاهشی
سرب	C=- 1.11OM + 16.38	کاهشی

C غلظت بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، OM درصد مواد آلی خاک

روند افزایشی (کاهشی)یعنی با افزایش OM غلظت افزایش (کاهش) می‌یابد

۵- ۱۲- ۳- رابطه غلظت فلزات سنگین با درصد رس خاک

تجزیه و تحلیل آماری رابطه بین درصد رس خاک و فلزات سنگین نشان داد که در مورد کادمیوم، کروم و نیکل همبستگی مثبت غیر معنی داری بین آن‌ها و درصد رس خاک وجود دارد. به عبارت

دیگر، هر چند که ضریب همبستگی بین آن‌ها پایین است ولی می‌توان گفت که با افزایش درصد رس خاک، غلظت این فلزات سنگین افزایش می‌یابد. در مورد سرب موضوع متفاوت است و با افزایش درصد رس، انباشت سرب در خاک کم می‌شود. جدول ۵-۴ نمایان گر این وضعیت است.

جدول ۵- ٤- رابطه بین غلظت فلزات سنگین و درصد رس خاک

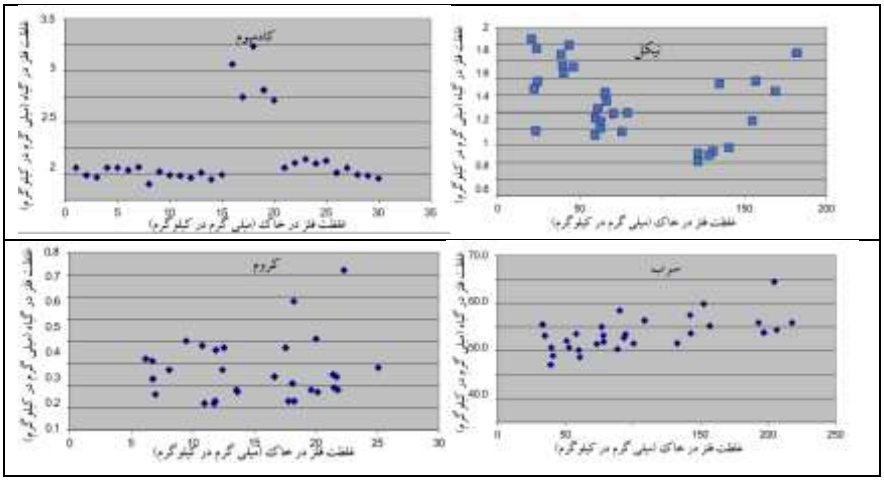
فلز سنگین	رابطه	روند تغییرات
کادمیوم	C= 0.258 CC +46.24	افزایشی
کروم	C= 0.155 CC + 32.25	افزایشی
نیکل	C= 0.002 CC + 0.175	افزایشی
سرب	C= -0.055 CC + 17.96	کاهشی

C غلظت بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، CC درصد رس

روند افزایشی (کاهشی)یعنی با افزایش CC غلظت افزایش (کاهش) می‌یابد

۵- ۱۳- ارتباط آلودگی خاک و گیاه به فلزات سنگین

بی‌تردید، آنچه که بیش از آلوده شدن خاک برای سلامت انسان و حیوان مهم و خطرناک است، آلودگی گیاه به فلزات سنگین است. شکل ۵-۹ ارتباط بین غلظت فلز سنگین در خاک با غلظت همان فلز در گیاه را در این منطقه نشان می‌دهد. به نظر می‌رسد که فلزات سنگین به دو شیوه کلی عمل می‌کنند. در کادمیوم و نیکل این رابطه به طور کلی خطی موازی محور افقی است. به عبارت دیگر، گیاه کم و بیش مقدار ثابتی از این دو فلز را جذب می‌کند؛ بدون توجه به این که غلظت فلز در خاک چقدر باشد. این وضعیت در باره کروم و سرب فرق می‌کند و با افزایش غلظت فلز در خاک، مقدار جذب و انباشت فلز در گیاه بیشتر می‌شود. از این رو، آلودگی بیشتر خاک موجب می‌شود که آلودگی بیشتری به گیاه منتقل شود.



درویش، ۲۰۱۸

شکل ۵-۹- تغییرات غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاه

۵- ۱٤- نتیجه

هدف از این مبحث ارائه روشی برای پایش کیفیت منابع خاک از دیدگاه انباشت فلزات سنگین بود. بدیهی است که این مطالعه موردی تنها می‌تواند راهنمایی کلی برای انجام این گونه مطالعات باشد. این مطالعه نشان داد که:

- کروم و کادمیوم بیشتر از منابع طبیعی سرچشمه می‌گیرند، هر چند که تردیدی در مورد منبع مهم احتمالی آلودگی انسانی در کوه نیز وجود دارد. تجزیه و تحلیل بیشتری از سنگ‌های تشکیل دهنده خاک در کوه باید انجام شود.
- در بسیاری از نقاط، سطح کروم از اندازه مجاز برای برخی گیاهان فراتر رفته و باید تابع الگوی کشت خاص مانند کشت گیاهان غیر خوراکی و حتی استفاده غیرکشاورزی باشد.
- نیکل از الگوی توزیع مکانی متفاوتی پیروی می‌کند که به خاک زایی و فعالیت انسانی مربوط می‌شود.

- سرب به طور یکنواخت، با نوسانات کوچک، در تمام منطقه مورد مطالعه وجود دارد، لیکن در نزدیکی رودخانه لیتانی بیشتر است. به نظر می‌رسد این امر به دلیل استفاده از سوختی است که موتور پمپ‌های آب از آن استفاده می‌کنند و در آن سرب وجود دارد. سرب به طور معمول توسط آب باران به کانال‌هایی که برای آبیاری استفاده می‌شود (منابع انسانی) حمل و در منطقه منتشر می‌شود.

فصل ششم
بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک

٦- ١- پیش‌گفتار

زهکشی کشاورزی خود منشاء و به وجود آورنده آلودگی محیط زیست نیست؛ بلکه آلاینده‌ها را جمع آوری می‌کند و دریک مسیر ویا در یک نقطه مشخص متمرکز می‌سازد. کودها، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و مواد دیگر با هدف بهبود عملکرد گیاهی به خاک افزوده می‌شوند؛ لیکن بقایای آن‌ها با زهکشی از خاک خارج می‌شود و به محیط زیست می‌رسد. زهکشی تولید کننده هیچ یک از این مواد نیست و یا هیچ یک از این مواد برای بهبود عملکرد زهکشی به خاک افزوده نمی‌شوند. از این رو، زهکش‌ها تنها انتقال دهنده آلودگی - و نه تولید کننده آن- هستند. در این میان عناصر یا موادی کم و بیش کم‌خطر و یا بی‌خطر نیز هستند که در زمین محبوسند و با زهکشی از خاک استخراج می‌شوند و خود را به محیط زیست بیرون می‌رسانند؛ مانند نمک محبوس در عمق خاک‌های جنوب خوزستان و یا عناصری مانند سلنیوم در دره سن یوآکین کالیفرنیا. گناه آشکار شدن این گونه آلودگی‌ها را می‌توان تا اندازه‌ای به زهکشی نسبت داد؛ لیکن افزودن مواد شیمیایی به گیاه و خاک با هدفی غیر از بهبود زهکشی انجام می‌گیرد و از این رو، زهکشی خود مولد این گونه آلودگی‌ها نیست.

زهکشی که جمع آوری کننده و متمرکزکننده آلاینده‌هاست، خود با تمهیداتی، امکان کاستن از ورود آلاینده‌ها به محیط زیست پایین دست را نیز می‌تواند فراهم کند. از این رو، چنانچه با مدیریت مناسبی همراه باشد، شاید در مواردی بتوان آن را تا اندازه‌ای پالاینده محیط زیست نیز به حساب آورد.

هدف از مدیریت زهاب ایجاد توازن بین تولید محصولات کشاورزی و حفاظت محیط زیست است. در این راه، ساز و کارهای مدیریت زهاب باید به گونه‌ای برگزیده شوند که تولید غذا و امنیت

غذایی نیز آسیب نبیند. هیچ راهکاری، به تنهایی نمی‌تواند پاسخگوی همه نیازهای طرح باشد؛ همانگونه که هیچ راهکار واحدی نیز نمی‌تواند مشکلات همه طرح ها را حل کند. تنها مجموعه‌ای از راهکارها هستند که می‌توانند مشکلات زهکشی کشاورزی را کاهش دهند.

از این رو، کاربرد بهترین شیوه‌های مدیریتی[1] در زهکشی، به تنهایی نمی‌تواند مشکل زیست‌محیطی آب و خاک را پاسخ گو باشد. بلکه مهم تر آن است که آلودگی‌ها از مبدا از بین برده شده و یا کاهش یابند. در این فصل ابتدا توضیح بیشتری در باره بهترین شیوه‌های مدیریتی داده خواهد شد و سپس به بیان کاربرد برخی از این شیوه‌ها در آب و خاک پرداخته می‌شود.

٦- ٢- بهترین شیوه‌های مدیریتی

آلاینده‌ها یا به صورت نقطه‌ای هستند (با کانون) که در آن‌ها آلودگی از مکانی معین سرچشمه می‌گیرد، مانند چاه توالت، و یا غیر نقطه‌ای (بی کانون) هستند که آلودگی از منطقه گسترده‌ای منتشر می‌شود، مانند بقایای کود در مزرعه. آلاینده‌های نقطه‌ای را باید در مبدا از میان برداشت. این در حالی است که چنین مبارزه‌ای با آلودگی‌های غیر نقطه ای، بطور معمول ناممکن و یا دست کم دشوار است.

۶۰ تا ۸۰ درصد از آلودگی که در ۱۹۹۵ در آب‌های ایالات متحده دیده می‌شد، از منابع غیر نقطه‌ای بود. به منظور کاهش تاثیر آلودگی منابع غیر نقطه ای، باید تغییراتی در مدیریت داده شود. آلاینده‌های ناشی از منابع غیر نقطه‌ای را می‌توان با استفاده از بهترین شیوه‌های مدیریت کنترل کرد. برای حفظ منابع طبیعی از بهترین شیوه‌های مدیریت (BMPs) استفاده می‌شود. برخی ازBMP هابرای حفاظت از منابع آب هستند، در حالی که BMPهای دیگر برای حفاظت از زیستگاه حیات وحش، اعم از زمینی و آبی، به کار می‌روند. BMPهای دیگری نیز هستند که برای محافظت از منابع خاک در برابر تخریب توسط باد، نمک و فلزات سمی‌استفاده می‌شوند. با کمک BMPها

1 Best Management Practices (BMPs)

می‌توان با کنترل آلاینده‌های کشاورزی یا شهری، تأثیرات مخرب آن‌ها را بر آب‌های سطحی و زیرزمینی و منابع خاک کاهش داده یا از آن جلوگیری کرد.

بهترین شیوه‌های مدیریت می‌تواند سازه‌ای و یا مدیریتی باشد. از میان بهترین راه‌های سازه‌ای می‌توان از لاگون‌های فاضلاب، تراس‌ها، حوضچه‌های رسوبگیر وحصارکشی برای کنترل دام‌ها نام برد. از میان بهترین راه‌های مدیریتی می‌توان به چرای متناوب، مدیریت کود، مدیریت آفت‌کش‌ها، و خاکورزی حفاظتی اشاره کرد. هر دو نوع BMP به مدیریت خوب نیاز دارند تا در کاهش آلودگی منابع غیر نقطه‌ای کشاورزی مؤثر باشند.

٦- ٣- بهترین کارهای مدیریتی: چگونه کار می‌کنند؟

انتقال آلاینده‌های کشاورزی به آب‌های سطحی و زیرزمینی را می‌توان باBMPهاکاهش داد. بهترین کارهای مدیریتی آلودگی را با راهکارهای زیر کاهش می‌دهند:

- کمینه کردن کاربرد آلاینده‌ها؛
- تأخیر در انتقال آلاینده، چه از طریق کاهش مقدار آب انتقال یافته و چه از راه فراهم آوردن امکان رسوب آلاینده‌ها؛ و
- اصلاح شیمیایی یا زیستی آلاینده یا جذب و حایل کردن آن قبل یا بعد از رسیدن به منبع آب.

چند نمونه زیر می تواند روش‌هایی را نشان دهد که برای کاهش خطر انتقال آلاینده های کشاورزی به آب‌های سطحی و زیرزمینی به کار برده شود:

٦- ٣- ١- رسوب، نمونه ای از مشکل زیست‌محیطی کشاورزی

- بسیاری از آلاینده‌ها به رسوب می‌چسبند و از نقطه‌ای به نقطه دیگر منتقل می‌شوند. رسوب را می‌توان با استفاده ازBMPهایی که جداشدگی ذرات خاک را به کمترین مقدار می‌رساند کاهش داد.

- پوشش گیاهی در فصل غیر کشت و حفظ بقایای محصول می توانند برخی از ویژگی‌های خاک مانند ساختمان آن را بهبود بخشند. از این رو گیاهان پوششی را می توان به عنوان بهترین شیوه مدیریتی در نظر گرفت.
- مقداری از گسیختگی خاک و جدا شدن ذرات آن از همدیگر در اثر و در هنگام خاکورزی روی می‌دهد. روش‌های خاکورزی حفاظتی از BMPهایی هستند که می‌توانند فرسایش را کاهش دهند. و در راه انتقال آلاینده ها مشکل ایجاد کنند.
- بافرهای سبز و زهکشی کنترل شده نیز می توانند برای کاهش آلودگی و انتقال آن مفید و موثر باشند.
- انتقال رسوب را همچنین می‌توان با کاهش طول و شیب کرت و نوار و کاهش سرعت حرکت آب به کمترین مقدار رساند.
- تراس‌ها، تاسیسات کناره‌مزرعه، آبراه‌های سبز و کشت روی خطوط تراز نیز ازBMPهایی هستند که برای کاهش سرعت انتقال رسوب می توانند استفاده شوند.
- بهترین شیوه مدیریتی که انتقال رسوب را کاهش دهد، این است که حایلی در مسیر آن ایجاد شود. حوضچه‌های رسوب گیر و نوارهای فیلتر سبز[1] نمونه‌هایی ازBMPهایی هستند که با کاهش سرعت آب، حرکت رسوب را متوقف و آن را ته نشین می‌کنند.

به طوری که دیده می‌شود، چنانچه هدف، کاهش انتقال رسوب و به همراه آن کاهش انتقال برخی آلاینده‌ها باشد، چندین شیوه مدیریتی را می‌توان برگزید.

٦- ٣- ٢- مدیریت کود، نمونه ای دیگر برای کاهش مشکلات زیست‌محیطی کشاورزی

مدیریت کود برای کاهش انتقال مواد مغذی به آب‌های سطحی و زیرزمینی کمک شایسته‌ای به محیط زیست می‌کند. مدیریت کود شامل متناسب کردن مقدار کود کاربردی با نیازهای محصول،

1 Vegetative filter strips

کود دهی در محل مناسب برای بهینه‌سازی جذب و زمان‌بندی مناسب کاربرد آن است. برای کاهش اثرات مخرب کودهایی که با چسبیدن به ذرات خاک منتقل می‌شوند (فسفر و برخی از گونه‌های نیتروژن)، می‌توان از BMPهایی استفاده کرد که انتقال رسوب را کاهش می‌دهند.

- بهترین شیوه مدیریتی که انتقال مواد مغذی را کاهش می‌دهد شامل تاسیسات کنار مزرعه و نوارهای فیلتر سبز است که سرعت رواناب را کند می‌کنند.
- بقایای کود را می‌توان با استفاده ازBMPهایی مانند کشت گیاهان پوششی، زهکشی کنترل شده، یا تالاب‌های انسان ساخت در مسیر جریان آب، جذب کرد یا آن‌ها را به ماده بی‌خطر یا کم‌خطر تبدیل کرد. گیاهان پوششی می‌توانند نیتروژن باقی‌مانده درخاک را جذب کنند. نیترات‌ها ممکن است در بافرهای ساحلی از طریق جذب و دنیتریفیکاسیون یا نیترات‌زدایی حذف شوند. نیتروژن آلی و فسفر که به رسوب می‌چسبند، می‌توانند همراه با رسوب ته نشین شوند.

به طوری که دیده می‌شود، چنانچه هدف بهبود کیفیت آب منابع پذیرنده زهاب باشد، چندین شیوه مدیریتی را می‌توان برگزید.

٦- ٣- ٣- مدیریت آفت‌کش‌ها، نمونه ای دیگر برای کاهش آلاینده های کشاورزی

بقایای آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها از آلوده کننده‌های محیط زیست هستند. کاربرد آفت‌کش‌ها را می‌توان با استفاده از روش‌های مدیریت زراعی و مدیریت تلفیقی آفات کاهش داد. آفت‌کش‌ها تنها باید در صورت نیاز، با استفاده از نوع مناسب، با غلظت مناسب و در زمان درست به کار برده شوند. انتقال آفت‌کش‌ها را می‌توان با استفاده از همان BMPهایی که برای کند کردن انتقال بقایای کود و رسوب به کار می‌روند، کاهش داد. آفت‌کش‌هایی که به ذرات خاک می‌چسبند را نیز می‌توان با استفاده از بافرهای ساحلی و حوضچه‌های رسوب گیراز میان برداشت.

به طوری که دیده می‌شود، چندین شیوه مدیریتی برای کاهش خطراتی که آفت‌کش‌ها می‌توانند پدید آورند را می‌توان یافت و برگزید.

٦- ٣- ٤- ترکیبی از بهترین شیوه‌های مدیریتی: سیستم‌ها

نصب یک سازه یا استفاده از یک BMP مدیریتی، به ندرت برای کنترل کامل آلاینده مورد نظر کافی است. به طور معمول، ترکیبی ازBMPهاهستند که می‌توانند آلاینده مشخصی را کنترل کنند. ترکیب این بهترین کارهای مدیریتی (یا سیستمBMPها) می‌توانند برای شرایط کشاورزی و محیطی خاص، و نیز برای یک آلاینده مشخص طراحی شوند.

سیستم BMP ترکیبی ازBMPها است که با همدیگر برای کنترل همه جانبه آلاینده خاصی که از یک منبع سرچشمه می‌گیرد، کمک می کنند. هنگامی‌که آلاینده از بیش از یک منبع سرچشمه بگیرد، یک سیستم BMP جداگانه باید برای کاهش تلفات هر آلاینده از هر منبع طراحی شود. به عنوان مثال، اگر مشکل رسوب از زمین‌های زراعی باشد، سیستم BMP برای کنترل فرسایش مزرعه، متفاوت از زمانی است که فرسایش ناشی از چرای دام باشد. کنترل رسوبات از زمین‌های زراعی می‌تواند شامل فنون گوناگون، مانند کم خاکورزی، کشت نواری، و سایر روش‌ها باشد.

همان گونه که گفته شد، به طور معمول، سیستمBMPهایا چند BMP، آلاینده‌ها را به طور مؤثرتری کنترل می‌کنند زیرا می‌توانند در دو یا چند نقطه در مسیر انتقال آلاینده مورد استفاده قرار گیرند. به عنوان نمونه، اگر در حوضه رودخانه‌ای، هدف کاهش اتلاف نیتروژن از زمین‌های زراعی تا ۳۰ درصد باشد، سیستمی‌ازBMPها را می‌توان برای کاهش نیتروژن در منبع، در هنگام انتقال و همچنین در ابتدای ورود به منبع پذیرنده زهاب طراحی کرد. مدیریت کود باید برای کمینه کردن افزایش نیتروژن به آب‌های سطحی و زیرزمینی (کنترل منبع یا

کنترل در مبدا و در مسیر) انجام شود؛ بدون این که به تولید زیان وارد گردد. به طور متوسط تنها ۴۰ تا ۶۰ درصد از کود نیتروژن توسط محصولات کشاورزی استفاده می‌شود. باقی‌مانده نیتروژن، یا تبدیل به بخشی از مواد آلی خاک می‌شود، یا به آب‌های زیرزمینی می‌پیوندد، یا با دنیتریفیکاسیون به نیتروژن گازی تبدیل می‌شود و یا با رواناب به آب‌های سطحی می‌پیوندد. از گیاهانی که در کناره‌های مزرعه کشت می‌شوند و جزو محصول اصلی نیستند، می‌توان برای کاهش رواناب استفاده کرد و به این ترتیب، از افزایش ورود نیتروژن به منبع پذیرنده زهاب جلوگیری کرد. نیتروژنی که توسط مدیریت کود و گیاهان کناره‌های مزرعه کنترل نمی‌شود، می‌تواند توسط بافرهای سبز جذب و اصلاح شود. نیتروژن نیتراتی رسیده به آب‌های زیرزمینی نیز می‌تواند توسط باکتری‌های خاک و با دنیتریفیکاسیون، نیترات‌زدایی شود. نیتروژن آلی که به ذرات خاک چسبیده، و با رواناب حرکت می‌کند، می‌تواند توسط پوشش گیاهی سبز به دام بیفتد. این BMPهاکه به صورت یک سیستم به کار می‌روند، بار نیتروژن را در نهرها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و مصب‌ها کاهش می‌دهند. هیچ سیستم BMP ایده آل واحدی برای کنترل یک آلاینده خاص در همه شرایط وجود ندارد. در عوض، سیستم BMP باید بر پایه موارد زیر طراحی شود:

- نوع، منبع و علت پیدایش آلاینده؛
- شرایط کشاورزی، اقلیمی و محیطی؛
- وضعیت اقتصادی بهره بردار مزرعه؛
- تجربه طراحان سیستم؛ و
- قابل قبول بودن توسط سازنده قطعات و سازه‌ها.

با این حال، حتی سیستم‌های BMP که به درستی طراحی شده‌اند، تنها بخشی از یک استراتژی موثر پاکسازی را تشکیل می‌دهند. افزون بر داشتن استراتژی کارآمد، مکان‌های مناسب کاربرد سیستم‌های BMP نیز باید به درستی انتخاب شود. به طور کلی، باید مشکلات ۷۵ درصد از مناطق

بحرانی با کمک سیستم‌های BMP مناسب درمان شوند. چنانچه مشکلات از دامداری‌ها سرچشمه می‌گیرد، به طور کلی باید تمامی‌منطقه با کاربرد سیستم‌های BMP درمان شود.

٦- ٤- کلیاتی در باره بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک

بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک این است که کیفیت آب بهبود پیدا کند، سلامت خاک حفظ شود و زیستگاه حیات وحش همچنان پایدار باقی بماند. در برخی کشورهای پیشرفته، تا کنون آموزش و برنامه ریزی گسترده‌ای برای افزایش آگاهی از کیفیت کلی آب مزرعه، سلامت خاک، و شیوه‌های بهبود زیستگاه حیات وحش وجود داشته است؛ لیکن متاسفانه در عمل نتوانسته است سلامت آب و خاک را چندان حفظ کند.

امروزه بسیاری از دست اندرکاران بر این عقیده اند که در عملیات آب و خاک، بهترین شیوه‌های مدیریتی باید شامل توجه به موارد زیر باشد:

- گیاهان پوششی؛
- شیوه کشت، شامل بی‌خاکورزی و کم خاکورزی؛
- مدیریت کود شامل مدیریت نیتروژن و فسفر؛
- تناوب‌های گسترده؛
- گذراندن زهاب از تالاب‌هاو بافرهای اشباع؛
- استفاده از بیوراکتورها و بافرهای مزرعه در کناره‌های مزرعه؛
- زهکشی کنترل شده؛
- تراس ها؛
- برکه‌ها؛
- حوضچه‌های کنترل آب یا رسوب؛
- آبراهه‌های سبز؛

- کشت گیاهان دائمی؛ و
- نوارهای دست نخورده در دشت.

برخی از این موارد که بیشتر به زهکشی مربوط می‌شوند در فصل بعد مورد بحث قرار می‌گیرند و در اینجا به اختصار به باقی‌مانده آن‌ها، که حالتی عمومی‌تر دارند، پرداخته می‌شود.

گروهی از دانشمندان و دانشگاهیان و پژوهشگران در سال ۲۰۱۹ در دانشگاه ایالتی آیووا توانسته اند به اجماع علمی‌در باره بهترین شیوه‌های مدیریتی برسند که حاصل آن به طور خلاصه درجدول ۶-۱ ارائه شده است.

در این جدول، سه عامل اصلی سلامت خاک، کاهش تلفات کودها و زیستگاه پرندگان مورد توجه بوده و تاثیر هر یک از شیوه‌های مدیریتی بر این سه عامل اصلی ارزیابی شده است. به عنوان نمونه، تاثیر مدیریت کشت (بی‌خاکورزی و کم خاکورزی) بر تلفات نیتروژن و فسفر.

با کمک این جدول می‌توان بهترین شیوه مدیریتی در باره هر هدف را جستجو کرد. به عنوان نمونه، از میان ۱۷ شیوه مدیریتی شناخته شده، می‌توان به این نتیجه رسید که برای کاهش تلفات نیتروژن، گیاهان پوششی، تالاب‌ها، بافرهای اشباع، بیوراکتورها و زهکشی کنترل شده بیشترین تاثیر را دارند و مدیریت خاکورزی، تراس بندی، حوضچه‌های کنترل آب و آبراهه‌های سبز بر آن بی تاثیر هستند.

٦- ٤- ١- کشاورزی حفاظتی

کشاورزان به دنبال کاهش هزینه‌های تولید، حفاظت از محیط زیست و حفظ منابع طبیعی هستند. هزینه اجرای شیوه‌های حفاظتی باید بتواند عملکرد محصول را به اندازه‌ای افزایش دهد که عملیات زراعی با شیوه‌های حفاظتی سودآور باشد.

کشاورزی حفاظتی عملکرد محصول را بهبود می‌بخشد و می‌تواند به پایداری زیست‌محیطی و مالی درازمدت بینجامد.

جدول ٦-١- تاثیر بهترین شیوه‌های مدیریتی آب و خاک برمحیط زیست

نوع مدیریت		سلامت خاک		کاهش تلفات کودها			زیستگاه جانوران	
		تاثیر	درجه اعتماد	نیتروژن	فسفر	درجه اعتماد	تاثیر	درجه اعتماد
گیاهان پوششی	Cover crops	خیلی زیاد	اجماع علمی	خیلی زیاد	خیلی زیاد	اجماع علمی	خیلی کم	چندین مطالعه
بی خاکورزی	No tillage	خیلی زیاد	اجماع علمی	بی اثر	خیلی زیاد	چندین مطالعه	بی اثر	اجماع علمی
کم خاکورزی	Strip tillage	متوسط	اجماع علمی	بی اثر	متوسط	کم	بی اثر	اجماع علمی
مدیریت نیتروژن	N Management	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی کم	بی اثر	اجماع علمی	بی اثر	اجماع علمی
مدیریت فسفر	P Management	بی اثر	چندین مطالعه	بی اثر	متوسط	اجماع علمی	بی اثر	اجماع علمی
تناوب‌های گوناگون	Diverse rotations	متوسط	چندین مطالعه	متوسط	خیلی زیاد	چندین مطالعه	متوسط	اجماع علمی
تالاب‌ها	Wetlands	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی زیاد	بی اثر	اجماع علمی	خیلی زیاد	اجماع علمی
بافرهای اشباع	Saturated buffers	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی زیاد	بی اثر	اجماع علمی	متوسط	اجماع علمی
بیوراکتورها	Bioreactors	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی زیاد	بی اثر	اجماع علمی	بی اثر	اجماع علمی

ادامه جدول ٦-١- تاثیر بهترین شیوه‌های مدیریتی آب و خاک برمحیط زیست

نوع مدیریت		سلامت خاک		کاهش تلفات کودها			زیستگاه جانوران	
		تاثیر	درجه اعتماد	نیتروژن	فسفر	درجه اعتماد	تاثیر	درجه اعتماد
بافرهای مزرعه	Field buffers	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی کم	خیلی زیاد	چندین مطالعه	متوسط	اجماع علمی
زهکشی کنترل شده	Controlled drainage	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی زیاد	بی اثر	کم	بی اثر	چندین مطالعه
تراس ها	Terraces	بی اثر	اجماع علمی	بی اثر	خیلی زیاد	چندین مطالعه	خیلی کم	اجماع علمی
برکه	Ponds	بی اثر	چندین مطالعه	خیلی کم	خیلی زیاد	کم	متوسط	اجماع علمی
حوضچه‌های کنترل آب یا رسوب	Water/Sediment control basins	بی اثر	چندین مطالعه	بی اثر	خیلی زیاد	چندین مطالعه	بی اثر	اجماع علمی
آبراهه‌های سبز	Grassed waterways	بی اثر	اجماع علمی	بی اثر	متوسط	چندین مطالعه	خیلی کم	اجماع علمی
کشت گیاهان دائمی	Strategically placed perennials	بی اثر	چندین مطالعه	متوسط	خیلی زیاد	چندین مطالعه	متوسط	اجماع علمی
نوارهای دست نخورده دشت	Prairie strips	بی اثر	اجماع علمی	خیلی کم	خیلی زیاد	چندین مطالعه	متوسط	اجماع علمی

دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲ با تغییرات

هدف‌های کلی زیر باید مورد توجه باشند:

- حفظ پوشش خاک؛
- بیشینه کردن مقدار ریشه‌های زنده در خاک؛

- کمینه کردن بر هم زدن خاک؛ و
- افزایش تنوع گونه‌های گیاهی.

رعایت این اصول کشاورزی حفاظتی، موجب کاهش بقایای کود در آب‌های سطحی می‌شود. این کارها، هم در درون مزرعه و هم در کنار آن انجام می‌شود. جدول ۶-۲ مزایا و معایب انواع شیوه‌های مدیریتی را نشان می‌دهد.

٦- ٤- ٢- مدیریت خاکورزی[1]

خاکورزی کامل برای آماده سازی زمین درکاشت بهاره، با برهم زدن سطح خاک، خاک سطحی و بقایای مواد مغذی غنی آن را در برابر فرسایش بادی و آبی آسیب پذیر می‌کند. سیستم‌های بی‌خاکورزی[2] و کم‌خاکورزی[3] با کمترین مقدار برهم زدن سطح خاک، از خاک در برابر فرسایش، محافظت بهتری می‌کنند.

در سیستم بی خاکورزی، محصولات در خاک دست نخورده و همراه با بقایای گیاهی، کاشته می‌شوند. در غرب میانه امریکا، برای کاشت سویا پس از ذرت، برای کاشت ذرت پس از سویا در خاک‌های با زهکشی خوب، و برای هر گونه تناوب دیگر در مزارع با شیب متوسط، سیستم بی‌خاکورزی توصیه می‌شود.

در سیستم کم خاکورزی، که به آن خاکورزی نواری نیز گفته می‌شود، بیش از دو سوم عرض ردیف، بدون دست خوردن، باقی می‌ماند. از باقی‌مانده عرض پشته برای ایجاد بستر بذر برای کاشت بهاره استفاده می‌شود. کم‌خاکورزی برای تولید ذرت در خاک‌های با زهکشی ضعیف و مزارع کم شیب توصیه می‌شود.

1 Tillage Management

در هر دو این سیستم‌ها توصیه می‌شود که به جای پخش کود، از روش قرار دادن آن در کنار ریشه استفاده شود. در این صورت، تلفات کود و بویژه تلفات فسفر و پیوستن آن به رواناب کاهش می‌یابد و محیط زیست کمتر دچار آسیب می‌شود.

جدول ٦-٢- مزایا و معایب روش‌های گوناگون خاکورزی

نوع خاکورزی	مزایای اصلی	معایب اصلی
Plow شخم	مناسب برای خاک‌هایی با زهکشی ضعیف. اختلاط عالی خاک. بستر کاشت مناسب.	فرسایش زیاد خاک. از دست دادن رطوبت زیاد خاک. لزوم دقت در زمان مناسب. بالاترین هزینه سوخت و نیروی کار
Chisel چنگک	فرسایش بادی کمتر زمستانی. سازگار با خاک‌های با زهکشی ضعیف. اختلاط خوب خاک.	کنترل فرسایش کم. از دست دادن رطوبت زیاد خاک. ممکن است برای بقایای گیاهی به خرد کردن نیاز باشد. نیاز به سوخت و نیروی کار متوسط
Disk دیسک	فرسایش کمتر با بقایای گیاهی بیشتر. سازگار با خاک‌های دارای زهکشی خوب. اختلاط خوب خاک.	کنترل فرسایش کم. عملیات خاکی بیشتر. از دست دادن رطوبت زیاد خاک. تخریب ساختمان خاک. فشردگی خاک در حالت مرطوب.
Ridge Plant کشت روی پشته	برای آبیاری نشتی یا خاک‌هایی با زهکشی ضعیف عالی است. پشته‌ها به سرعت گرم و خشک می‌شوند. مناسب برای تولید ارگانیک.	اختلاط خاک خوب نیست. تنها برای کشت گیاهان ردیفی مناسب است. برای کارماشین آلات ممکن است تنظیم فاصله چرخ ها مورد نیاز باشد. لزوم ایجاد و حفظ پشته‌ها.
Strip-till خاکورزی نواری یا کم خاکورزی	نوار بدون بقایای کشت به سرعت گرم می‌شود. تزریق کود به ناحیه ردیف ها امکان پذیراست. برای خاک‌هایی با زهکشی ضعیف مناسب است.	هزینه عملیات قبل از کاشت زیاد است. نوارها بدون داشتن پوشش گیاهی ممکن است بیش از حد خشک شوند یا سله ببندند. امکان فرسایش در نوارهای کشت هست. برای گیاهان نشایی مناسب نیست.
No-till بی خاکورزی	کنترل فرسایش عالی. حفظ رطوبت خاک. کمترین هزینه سوخت و نیروی کار. ایجاد ساختمان و کمک به سلامت خاک.	اختلاط خاک انجام نمی‌شود. وابستگی به علف‌کش‌ها بیشتر می‌شود. در خاک‌های با زهکشی ضعیف خاک دیرتر گرم می‌شود.

دانشگاه نبراسکا *Tillage: Advantages and Disadvantages | CropWatch (unl.edu)*

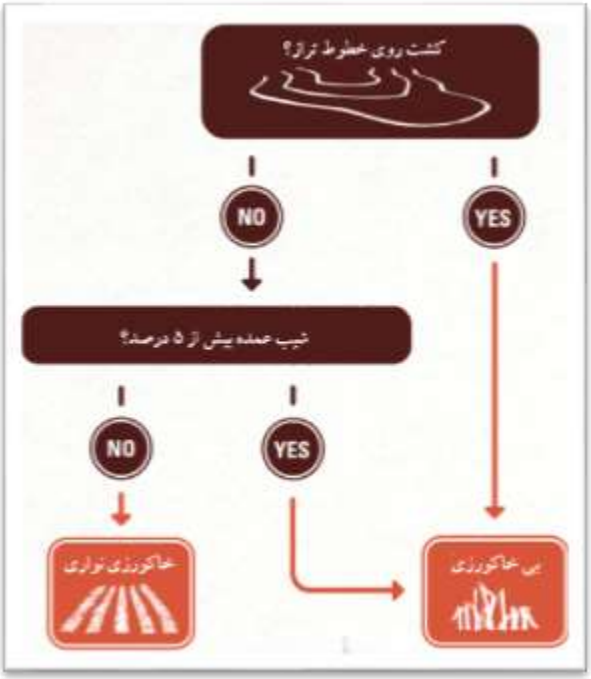
شکل ٦-١- مدیریت خاکورزی

در مورد تصمیم گیری انتخاب نوع مدیریت خاکورزی می‌توان از شکل ۶-۲ استفاده کرد. جدول ۶- ۳ نشان می‌دهد که کنترل آمد و شد ماشین‌های کشاورزی و جلوگیری از تراکم بیشتر خاک، تاثیر بسیار زیادی بر موفقیت روش‌های خاکورزی حفاظتی دارد. باقی ماندن بقایای گیاهی روی زمین می‌تواند موجب پیدایش بیماری‌ها و آفات شود. بنابراین در این مزارع باید دیده بانی بیشتر و زودتری انجام شود.

جدول ٦-٣- برخی از نتایج خاکورزی حفاظتی

شرح	تاثیر	درجه اعتماد
کنترل آمد و شد ماشین‌ها	خیلی زیاد	چندین مطالعه
سودآوری بیشتر در بیشتر خاک ها	خیلی زیاد	اجماع علمی
برنامه کوددهی همانند روش معمول	خیلی زیاد	چندین مطالعه
دیده بانی بیشتر و زودتر آفات	متوسط	چندین مطالعه

دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-۲ - فلوچارت انتخاب نوع مدیریت مناسب خاکورزی

٦- ٤- ۳- محصولات پوششی

محصولات پوششی گیاهانی مانند جو و چاودار هستند که برای کاهش فرسایش خاک، بهبود سلامت خاک و بهبود کیفیت آب در ماه‌هایی از سال که محصولات اصلی روی زمین نیستند، کاشته می‌شوند. استفاده از گیاهان پوششی باعث بهبود سلامت خاک می‌شود. از میان فواید آن می‌توان به بهبود ساختمان خاک،کاهش فشردگی و محافظت از سطح خاک در برابر فرسایش نام برد.

کاشت گیاهان پوششی در پاییز، قبل یا بعد از برداشت انجام می‌شود. هر چند دانه گیاهان پوششی برداشت نمی‌شود، لیکن می‌توان آن‌ها را به چرا داد یا به عنوان علوفه مصرف کرد. به طور معمول، کشت گیاهان پوششی با بی‌خاکورزی یا با کم‌خاکورزی همراه است.

گیاه پوششی و مشخصات بذر آن با توجه به برنامه تناوب و هدف از کشت متفاوت است. در مورد تصمیم گیری انتخاب، می‌توان از شکل ۶-۳ استفاده کرد. این نمودار برای تصمیم گیری در مورد کشت جو دو سر یا چاودار پس از کشت ذرت و سویا ارائه شده است و می‌تواند پس از دانستن تاریخ کاشت و برداشت در هر محل دیگر نیز به عنوان الگو به کار برده شود. کاشت گیاه پوششی غلات زمستانه قبل از ذرت و سویا نیازی به تغییر شدید در شیوه‌های مدیریت این دو محصول ندارد.

دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-۳- فلوچارت انتخاب گیاه پوششی مناسب

٦- ٤- ٤- مدیریت نیتروژن با گیاه پوششی

کودهایی که هنگام کشت داده می‌شوند، از آن رو می‌توانند مفید باشند که تأثیر تثبیت نیتروژن که در اثر وجود ریشه و باقی‌مانده گیاه پوششی پیش می‌آید را کم کنند. به گیاه پوششی کود نیتروژنی داده نمی‌شود. مصرف نیتروژن را باید به بهار، نزدیک به زمان کاشت گیاه اصلی موکول کرد. افزون

بر این، نیازی به تعدیل میزان نیتروژن پس از کشت محصولات پوششی غلات زمستانه نیست. زمان مصرف فسفر و پتاسیم نیز نیازی به تنظیم ندارد.

جدول ٦- ٤ - مزایا و معایب کشت گیاهان پوششی

مزایا	معایب
کاهش فرسایش، افزایش بقایای گیاهی	کشت به هنگام کمیابی کارگر و در فرصت محدود
افزایش نفوذ آب	هزینه‌های اضافی
افزایش مواد آلی خاک	اثر مثبت و یا منفی بر رطوبت خاک با توجه به بارش‌ها و مدیریت
بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک، کاهش تراکم خاک، بهبود رفت وآمد ماشین‌ها	دشوار بودن خاکورزی با وجود گیاه پوششی
بازچرخانی کودها، تثبیت نیتروژن در صورت کشت بقولات	امکان افزایش خطر بیماری‌ها
کنترل بهتر علف هرز، حشرات مفید و سرکوب بیماری‌ها	امکان افزایش حشرات
آشیانه حیات وحش و زیبایی در چشم انداز	اثر تحریک یا مهارکننده گیاه در رشد گیاهان همسایه با آزاد کردن برخی مواد

دانشگاه ایالتی اوهایو Using Cover Crops to Improve Soil and Water Quality | Ohioline (osu.edu)

این اقدامات موجب می‌شود که بخشی از نیاز گیاه پوششی به کود برآورده شود و مقدار کمتری از بقایای کودها شسته شود و به آب زیرزمینی یا سطحی بپیوندد.

گیاهان پوششی غلات، به طور معمول علف‌کش‌های باقی‌مانده از کشت قبل را تحمل می‌کنند. مزارع کشت اصلی باید بیشتر و زودتر از نظر وجود حشرات و بیماری‌ها بررسی شوند؛ زیرا بقایای گیاه پوششی می‌تواند جای مناسبی برای پرورش آفات و ایجاد بیماری‌ها باشد.

انجام شیوه‌های حفاظتی در مزرعه با ترکیبی از انتخاب محصولات زراعی، تناوب، خاکورزی، کوددهی و مدیریت آفات آغاز می‌شود. کشاورزی حفاظتی از رویکردهایی پیروی می‌کند که مواد آلی خاک را افزایش دهد، ساختمان خاک را بهبود بخشد، فرسایش خاک را کنترل کند، آبِ خاک را حفظ کند و ورود مواد مغذی و رسوب به آب‌های سطحی و زیرزمینی را کاهش دهد. پیروی از این شیوه‌ها، بهره وری دراز مدت خاک را افزایش می‌دهد و بازده اقتصادی آن را بیشتر می‌کند. این کارها موجب می‌شوند که رواناب و یا زهابی با کیفیت بهتر به محیط زیست روانه شود. به طور معمول کشاورزانی به این هدف دست می‌یابند که به کشاورزی حفاظتی بی‌خاکورزی و کم‌خاکورزی روی می‌آورند، گیاهان پوششی را در غیر فصل اصلی زراعی کشت می‌کنند و غلات دانه ریز را در تناوب زراعی خود می‌گنجانند.

٦- ٤- ٥- تناوب زراعی

در تناوب زراعی از سالی به سال دیگر، در یک قطعه زمین از گونه‌های گوناگون زراعی استفاده می‌شود. تناوب زراعی متنوع، غلات دانه ریز، محصولات علوفه ای، یا سایر گیاهان یکساله تابستانی را به سیستم کشت سنتی تر خود می‌افزاید. گیاهانی مانند یونجه و لوبیا که نیتروژن را از هوا می‌گیرند و نیاز به این عنصر را در برنامه‌های کوددهی از بین می‌برند، دوست دار محیط زیست هستند.

تناوب زراعی گسترده، جزئی کلیدی در دستیابی به اصول کشاورزی حفاظتی و بهبود سیستم‌های زراعی است. تناوب گسترده فواید زیر را دارد:

- محافظت از سطح خاک در برابر فرسایش؛
- غنی سازی خاک با مواد آلی بیشتر و فعالیت‌های زیستی گوناگون؛

- انعطاف پذیری بیشتر در برابر شرایط آب و هوایی شدید و فشار آفات؛
- کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای؛ و
- کاهش مقدار مصرف نیتروژن و فسفر.

بیشتر این موارد همسو با بهبود محیط زیست هستند. در مورد تصمیم گیری انتخاب تناوب زراعی می‌توان از شکل ۶-۴ استفاده کرد. بدیهی است که این فلوچارت می‌تواند تنها راهنمایی برای منطقه مورد نظر باشد.

دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-٤ فلوچارت نمونه برای انتخاب تناوب زراعی

٦- ٥- بهترین شیوه‌های مدیریتی در کناره‌های مزرعه برای مدیریت مواد غذایی

محیط زیست کشاورزی را می‌توان در مزرعه[1]، در کنار مزرعه[2] و در بیرون مزرعه[3] بهبود بخشید. انجام این کار به ریخت شناسی منطقه، سامانه مدیریت، و آلاینده‌های مورد نظر بستگی دارد. آنچه که تاکنون شناخته شده و یا در حال زایش و پیدایش هستند، از تعدادی راهکار فراتر نمی‌روند. آگاهی از این راهکارها می‌تواند راهنمایی برای دست اندرکارانی باشد که به سلامت محیط زیست می‌اندیشند.

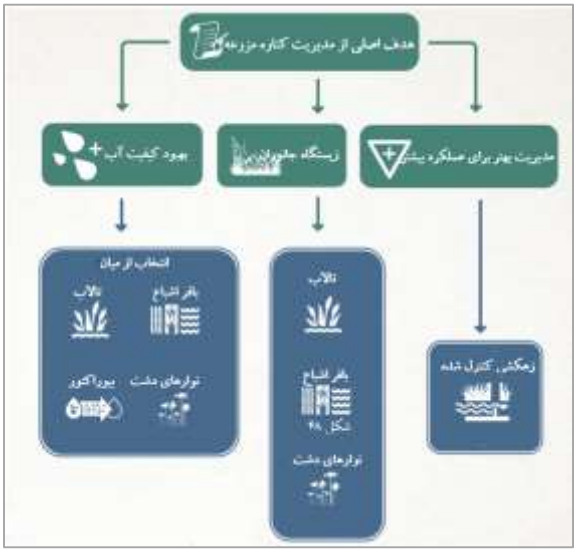
همان گونه که گفته شد، برخی از کشاورزان، افزون بر ترکیبی از بهترین شیوه‌های مدیریتی در مزرعه، شیوه‌های مدیریتی در کناره‌های مزرعه را نیز مورد توجه قرار می‌دهند. این روش‌ها، تلفات نیتروژن و فسفر و پیوستن آن به آب‌های سطحی را کنترل می‌کنند و به بهبود کیفیت آب کمک ارزنده ای می‌کنند. نیتروژن و فسفر اضافی در آب‌های سطحی منجر به تغییرات محلی، منطقه‌ای و ملی در زیست‌بوم‌های آبی می‌شود که به کاهش شفافیت آب، افزایش رشد جلبک ها و کمبود اکسیژن می‌انجامد و باعث کشتار ماهی‌ها و کاهش تنوع زیستی می‌شود. نیتروژن اضافی به منابع آب آشامیدنی نیز آسیب می‌رساند. غلظت نیتروژن نیتراتی بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر بر پایه استانداردهای آب آشامیدنی سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده مجاز نیست.

اقدامات مدیریتی کنار مزرعه، که با تفصیل بیشتر در فصل های ۲۲ و ۲۴ خواهد آمد، مانند تالاب‌ها، بیوراکتورها، بافرهای اشباع و زهکشی کنترل شده می‌توانند به مقدار قابل توجهی نیتروژن نیتراتی که از شبکه‌های زهکشی زیرزمینی خارج می‌شود را کاهش دهند. با این روش‌ها، نیتروژن نیتراتی به طور متوسط به مقدار زیر کاهش می‌یابد (دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲). باید به خاطر داشت که ارقام ارائه شده توسط پژوهشگران گوناگون، اندکی با یکدیگر متفاوت است:

1 Infield
2 Edge of the field
3 Off-site

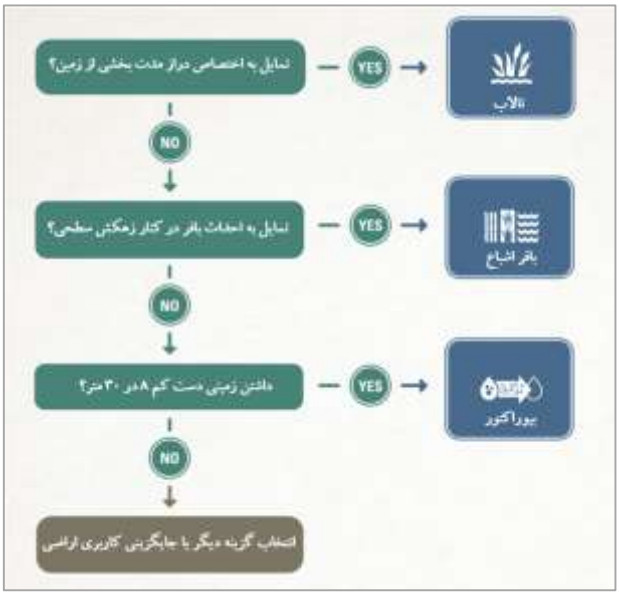
- ۵۲ درصد با تالاب‌ها؛
- ۵۳ درصد با بافرهای اشباع؛
- ۴۳ درصد با بیوراکتورها؛ و
- ۳۲ درصد با زهکشی کنترل شده.

به طوری که دیده می‌شود روش‌های موسوم به کناره‌های مزرعه، پتانسیل حذف مقادیر زیادی نیتروژن نیتراتی از آب و زهاب را دارند. با این حال، هیچ روش شناخته شده‌ای وجود ندارد که در همه شرایط به خوبی کار کند. به نظر می‌رسد برای دستیابی به اهداف کاهش نیتروژن باید این روش‌ها به اجرا درآید. در شکل ۶-۵ راهنمای مناسبی برای تشخیص مناسب بودن هر یک از این اقدامات از دیدگاه کشاورز و برای مزرعه ارائه شده است. در شکل ۶-۶ نیز تناسب روشها از دیدگاه بهبود بخشی به کیفیت آب نشان داده شده است. یادآور می‌شود که این نمودارها و نمودارهای مشابه بعدی تنها جنبه هدایت و راهنمایی دارند و ممکن است برای همه شرایط نتوان از آن‌ها نتیجه دلخواه را انتظار داشت.



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-٥-انتخاب روش مناسب مفید بودن مدیریت کناره مزرعه از دیدگاه کشاورز



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-٦- انتخاب مدیریت مناسب کتاره مزرعه برای بهبود کیفیت آب

٦- ٦- تالاب‌ها

تالاب به محلی گفته می‌شود طبیعی یا انسان ساخت، با آب کم عمق، با حرکت کند یا بی حرکت، موقت یا دائمی، با آب غیر شور، لب شور و یا شور.

تالاب‌های طبیعی به چرخه مرطوب و خشک نیاز دارند. در طول چرخه‌های خیس و خشک شدن، تالاب‌هاوظایف مهمی‌را انجام می‌دهند. تالاب‌های خشک حجم زیادی از آب را در هنگام سیل در خود جای می‌دهند و موجب کاهش سرعت بالا آمدن آب در رودخانه می‌شوند. تالاب‌هاآب را برای مدت درازی پس از سیل حفظ می‌کنند و از این رو منبع پشتیبان آب برای حیات وحش به حساب می‌آیند.

تالاب‌های مرطوب با تأمین غذای فراوان، از طیف گسترده‌ای از گیاهان و جانوران پشتیبانی می‌کنند. در شرایط سیلابی، تالاب‌ها می‌توانند روی دشت‌های سیلابی سرریز شوند و مواد حیوانی و گیاهی

پوسیده‌ای را به دشت‌های سیلابی منتقل کنند و خاک را غنی سازند و آن‌ها را به منبعی ارزشمند برای چرای دام تبدیل کنند. همچنین باعث بهبود پرورش ماهی، حشرات و پرندگان شوند.

در برخی از سامانه‌های مصنوعی زهکشی تلاش می‌شود تا به گونه‌ای از تالاب‌های در مسیر[1] و یا در کنارگذر[2] استفاده شود. این تالاب‌ها با کمک جاندارانی که در آن‌ها وجود دارند و با افزایش زمان ماند موجب بهبود کیفیت زهاب می‌شوند. دیر زمانی است که از تالاب‌ها به عنوان عاملی موثر در پالایش زهاب زیر زمینی و رواناب استفاده می‌شود. در یک مزرعه آزمایشی در ایالت آیوا، برنامه جامع و هم زمان مدیریت کود دهی در مزرعه، تغییر در طراحی سامانه زهکشی و استفاده از تالاب به اجرا در آمده است. هدف از این کار، کاهش آلودگی غیر نقطه‌ای و همزمان افزایش سودآوری مزرعه بوده است. در این راه، کاهش آلاینده‌هایی که با زهکش سطحی یا زیر زمینی انتقال می‌یابند، کاهش حجم زهاب، کاهش بده جریان و دبی اوج، افزایش بهره گیری از تالاب‌های موجود و حتی کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای نیز مورد نظر بوده است؛ همه کارهایی دوست دار محیط زیست.

تاثیر تالاب در پالایش زهاب به عوامل بسیاری، مانند عوامل اقلیمی(تبخیر و بارش و دما)، دبی جریان، زمان ماندِ آب در تالاب، مساحت تالاب، ویژگی‌های شیمیایی زهاب ورودی و زیستمندان درون تالاب بستگی دارد. بطور کلی، کاهش بیشتر آلاینده‌ها زمانی روی می‌دهد که مقدار آلاینده‌های ورودی کمتر و زمان ماند بیشتر باشد. هر چند این شرایط موجب افزایش رسوب گذاری در تالاب می‌شود، باعث کاستن از بار آلودگی نیتروژن نیتراتی در اثر دنیتریفیکاسیون می‌گردد. تالاب‌ها می‌توانند فسفر محلول را از میان بردارند ولی از مقدار فسفر کل کاسته نمی‌شود. تالاب‌ها مخزن انباشت فسفر هستند. با گذشت زمان، توان پالایش فسفرِ محلولِ تالاب‌ها نیز کم می‌شود. هر چقدر فسفر ورودی از طریق زهاب بیشتر باشد، نا کارآیی تالاب‌ها در از میان برداشتن فسفر زودتر آشکار می‌شود. با اشباع شدن خاک کف تالاب از فسفر، کارآیی تالاب در حذف فسفر از بین می‌رود؛ تا اندازه‌ای که می‌تواند به منبعی برای افزایش فسفر خروجی از تالاب نیز تبدیل شود.

1 In-stream
2 Off-stream

تالاب‌هایی که در مسیر زهکش ساخته می‌شوند، نقش ارزنده‌ای در بهبود کیفیت زهاب دارند. از آنجا که این گونه تالاب‌ها با تبخیر و مصرف آب بوسیله گیاهان از مقدار آب خروجی می‌کاهند، به اشتباه کاهنده زهاب دانسته می‌شوند. لایروبی تالاب‌ها از دیدگاه محیط زیستی، کاری درست به حساب نمی‌آید زیرا موجب از میان برداشتن زیستمندانی می‌گردد که وظیفه پالایش زهاب را به عهده دارند. علاوه بر این، فسفرِ در تله افتاده ی کف تالاب را خارج و به پایین دست منتقل می‌کنند و افزون بر اینها، زمان ماند هیدرولیکی تالاب را کاهش می‌دهند. مشکلاتی نیز برای استفاده از تالاب‌ها در مسیر زهکش‌ها وجود دارد. تالاب می‌تواند ارتباط بین قسمت‌های گوناگون را دشوار کند و به یکپارچگی مزرعه آسیب بزند. بیشترین محدودیت بهره گیری از تالاب‌ها در زهکشی، هزینه ساخت یا بازسازی تالاب و زمین از دست رفته است.

شکل ٦-٧- تالاب انسان ساخت

کشاورز می‌تواند بسته به اهداف خود از چند نوع تالاب در محیط‌های کشاورزی استفاده کند. اگر هدف اولیه تالاب، بهبود کیفیت آب باشد، تالاب می‌تواند به از میان برداشتن نیتروژن کمک کند.

تالاب با فعالیت میکروبی در درون خود، نیتروژن نیتراتی را به گاز نیتروژن تبدیل می‌کند و به هوا می‌فرستد. همچنین نیترات را به عنوان یک ماده غذایی مصرف می‌کند. در حالت ایده‌آل، مساحت تالاب‌ها باید مساوی یا بیشتر از یک درصد مساحت حوضه آبریز باشد[۱]. توپوگرافی کف تالاب باید اختلاف ارتفاع کافی از خروجی زهکش زیرزمینی تا سطح آب راکد در تالاب را فراهم کند تا از برگشت آب به سیستم زهکشی جلوگیری شود.

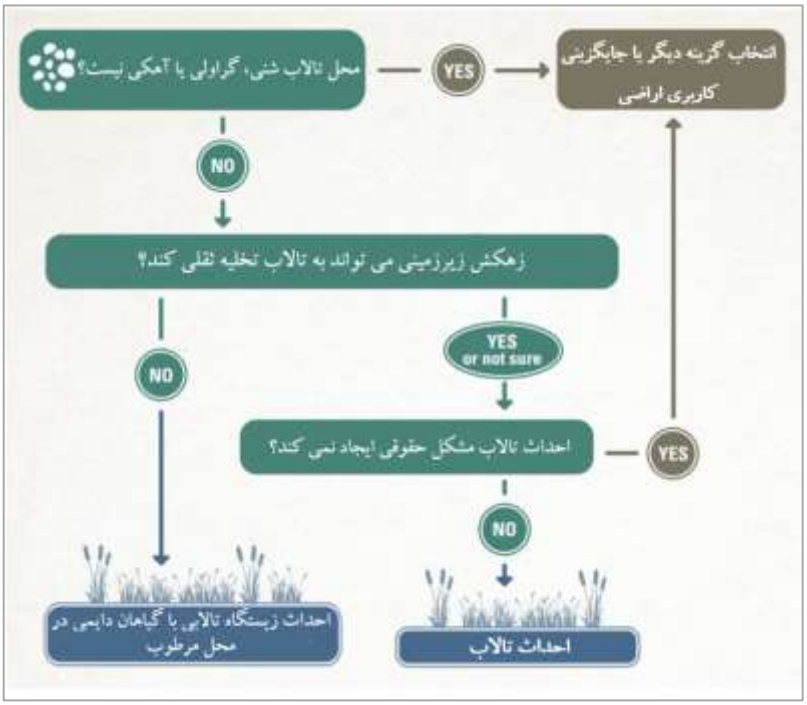
در پیرامون تالاب، حایلی از پوشش گیاهی باید وجود داشته باشد. این پوشش، مکان مناسبی برای تنوع زیستی گیاهی و جانوری فراهم خواهد آورد و به ارزش تالاب خواهد افزود. بنابراین باید در طراحی به این موضوع توجه کرد. اگر تالاب در منطقه‌ای باشد که جریان رسوبی به آن وارد می‌شود، پیش‌بینی احداث حوضه رسوبگیر یا سازه مناسب دیگری باید انجام شود. همچنین مهم است که تالاب‌ها بدون ماهی باشند تا به هم خوردگی رسوب کاهش یابد و از خروج ناخواسته رسوب و نیز فسفر و نیتروژن از سیستم جلوگیری شود.

اگر هدف اولیه ایجاد زیستگاه اضافی حیوانات تالابی باشد، شناسایی مناطق آب گرفته و مرطوب در مزرعه که در عین حال سودآوری کافی ندارند نیز می‌تواند مورد بررسی قرار گیرد. مکان‌هایی که می‌توانند پوشش گیاهان چند ساله را در تالاب تامین کنند.

برخی از اطلاعات ضروری برای تعیین این که آیا تالاب می‌تواند اقدامی‌مناسب برای کناره‌های مزرعه باشد، شامل نقشه خاک و نقشه تاسیسات زیر بنایی اطراف است. شکل ۶- ۸ می‌تواند راهنمای خوبی برای این باشد که آیا تالاب می‌تواند به عنوان یکی از بهترین شیوه‌های مدیریت از دیدگاه کشاورز به حساب بیاید و یا برای منطقه مناسب باشد یا خیر؟

---

[۱] برخی از پژوهشگران نسبت های بیشتری (تا ۴ درصد) را پیشنهاد کرده اند.



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

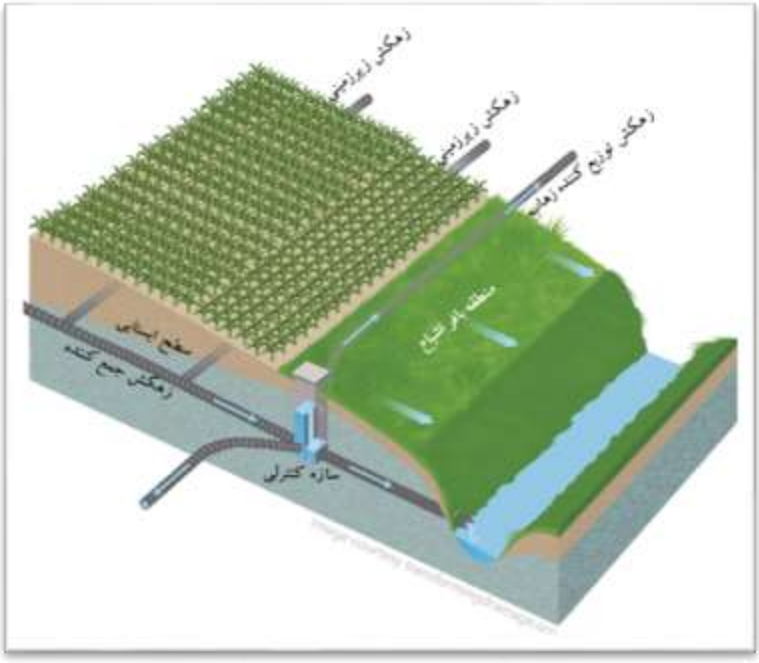
شکل ٦-٨- مفید بودن تالاب از دیدگاه کشاورز و امکان استفاده در منطقه

٦- ٧- بافرهای اشباع

بافر اشباع منطقه‌ای است دارای پوشش گیاهی چند ساله که بین مزارع کشاورزی و آبراهه‌ها قرار دارد و زهکش‌های مشبک در درون خاک آن تخلیه می‌شوند تا با گذر از آن، مقدار آلاینده‌های زهاب کاهش یابد.

زهکش‌ها به یک سازه کنترلی متصل می‌شوند که آب را به صورت جانبی در بافر توزیع می‌کنند. ریشه‌های زنده گیاهان چند ساله، آب و مواد مغذی مانند نیتروژن نیتراتی را از درون خاک منطقه بافر جذب می‌کنند. گفته می‌شود بافرها در برخی نقاط توانایی از میان برداشتن ۵۰ درصد نیتروژن نیتراتی از زهاب را دارند. شکل ۶- ۹ طرز کار بافر اشباع را نشان می‌دهد.

چنانچه از سازه زهکشی کنترل شده استفاده نشود، ممکن است شرایط اشباع نیمرخ خاک پیش نیاید و در نبود شرایط بی هوازی، دنیتریفیکاسیون انجام نشود و از میان برداشتن نیتروژن نیتراتی صورت نگیرد و یا این که کارایی آن کاهش یابد. استفاده از پوشش زهکش‌ها در اطراف لوله توزیع کننده و نصب یک چاهک مشاهده‌ای در میانه بافربرای پایش سطح ایستابی و نمونه برداری آب توصیه می‌شود.



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦- ۹ - بافر اشباع

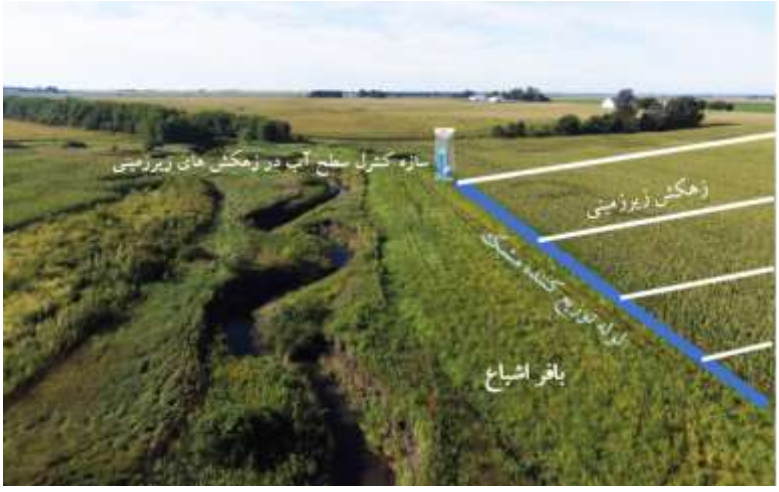
بافرهای اشباع فواید زیر را دارند:

- نیتروژن نیتراتی زهاب را کاهش می‌دهند؛
- کدورت ناشی از ذرات معلق درون زهاب را کاهش می‌دهند؛
- با مصرف آب توسط گیاهان، از حجم زهاب می‌کاهند؛
- به علت مرطوب بودن دیواره‌های زهکش و رویش گیاهان، آن‌ها را تثبیت می‌کنند؛ و

- زیستگاهی برای حیات وحش فراهم می‌کنند.

سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا (۲۰۲۰) برای کارکرد مناسب بافرهای اشباع، شرایط زیر را پیشنهاد می‌کند:

- وجود لایه نفوذناپذیر در خاک، به طوری که بتوان خاک آن را در زمان رشد گیاهان مرطوب نگاه داشت؛
- نبود لایه‌های بسیار آبگذر در نیمرخ خاک؛
- وجود مواد آلی در خاک، دست کم ۱/۲ درصد؛
- دست کم داشتن پهنای ده متری تا شیب هیدرولیکی زیادی که موجب ناپایداری دیوار پایین دست می‌شود، ایجاد نگردد؛ و
- نبود زهکش در منطقه بافر.



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-۱۰- بافر اشباع در مزرعه‌ای در ایالت آیوا، امریکا

٦- ٨- بیوراکتورها

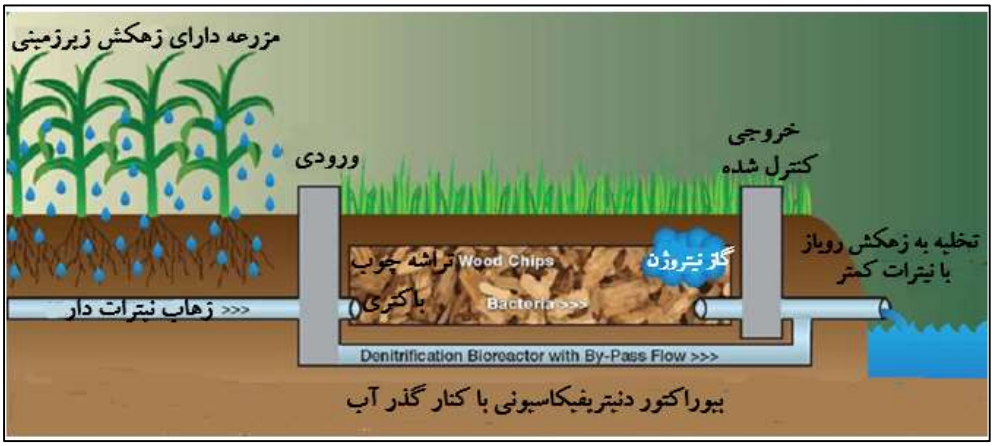
بیوراکتور به سامانه‌ای گفته می‌شود که در آن محیطِ زیستی فعال وجود دارد و با تغییر خواص ماده، آن را به ماده‌ای با ویژگی‌های دیگر تبدیل می‌کند. به عنوان نمونه بشکه‌ای که در آن آب انگور به کمک ریزجانداران به سرکه تبدیل می‌شود، یک بیوراکتور به شمار می‌رود.

٦- ٨- ١- بیوراکتورهای زهکشی برای دفع نیتروژن

بیوراکتورهای زهکشی که به آن‌ها بیوراکتورهای دنیتریفیکاسیونی نیز گفته می‌شود، ترانشه‌هایی هستند که در زمین کنده می‌شوند و از مواد دارای کربن، بطور معمول تراشه چوب، پر می‌گردند تا زهاب از درون آن‌ها گذر کند و آبِ با کیفیت بهتر به منابع پذیرنده سطحی تخلیه شود. برای کنترل سطح آب و بده جریان از دو سازه کنترل سطح آب در ابتدا و انتهای بیوراکتور استفاده می‌شود. مواد کربن داری که در ترانشه ریخته می‌شود، بستری را برای زندگی باکتری‌هایی فراهم می‌آورند که با دنیتریفیکاسیون، نیترات‌ها را به نیتریت و در پایان به گاز نیتروژن تبدیل می‌کنند.

در حقیقت، باکتری‌ها مواد دارای کربن را "می‌خورند" و برای "تنفس" خود ملکول‌های نیترات را می‌شکنند و اکسیژن آن را مصرف می‌کنند. به این ترتیب نیترات‌ها احیا می‌شوند و پیش از آن که به پهنه آب سطحی برسند، به مواد بی‌خطر برای محیط زیست تبدیل می‌شوند. لازمه این کار، وجود نیترات، حضور باکتری‌ها، شرایط بی هوازی و pH ودمای مناسب برای فعالیت باکتری‌هاست.

بیوراکتورهای زهکشی بوسیله سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا(NRCS) به عنوان یکی از بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMPs) شناخته شده و مشمول کمک‌های مالی دولتی هستند. نتایج ارزیابی عملکرد راکتورها در مزرعه‌های آزمایشی و زمین‌های واقعی، کارآیی حذف نیترات را بین ۳۰ تا ۷۰ درصد نشان می‌دهد.



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦- ۱۱- بیوراکتور دنیتریفیکاسیونی

بیوراکتورهای دنیتریفیکاسیونی ویژگی‌های زیر را دارند:

- کاهش نیترات زهاب؛
- استفاده از آن‌ها نیازمند انجام تغییراتی در روش‌های متداول کشاورزی و زهکشی نیست؛
- زمینی از چرخه تولید خارج نمی‌شود و می‌توان روی آن کشت کرد؛
- می‌توان آن را از چرخه کار خارج کرد؛
- به نگهداری و عملیات بهره برداری چندانی نیاز ندارد؛ و
- عمر آن می‌تواند به بیست سال برسد.

بیوراکتورها تنها ابزار بهبود کیفیت زهاب و حفظ محیط زیست نیستند. شکل ۶-۱۲ درصد تلفات نیتروژن نیتراتی را در روش‌های گوناگون حفاظتی نشان می‌دهد. بدیهی است ترکیبی از چند راهکار می‌تواند موجب بهبود قابل ملاحظه کیفیت آب شود.

دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-۱۲- مقایسه نقش بیوراکتورها با روش‌های دیگر بهبود محیط زیست.

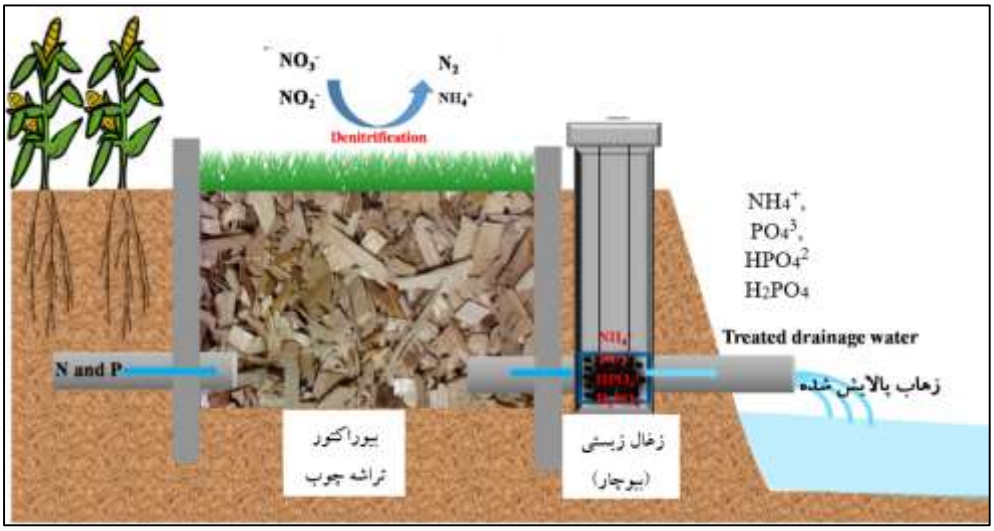
در زهکشی بیشتر از تراشه چوب در بیوراکتورها استفاده می‌شود. مواد دیگری مانند بلال ذرت، کلش گندم و جو، ذغال و کاغذ روزنامه و یا ترکیبی از آن‌ها نیز در بیوراکتورها می‌توانند مورد استفاده قرار گیرند. اندازه تراشه‌های چوب بطور معمول بین ۵ تا ۲۵ میلی‌متر است.

٦- ۸- ۲- استفاده از ذغال زیستی در بیوراکتورها

ذغال زیستی[1] ذغالی است که از بقایای گیاهی بدست می‌آید و از آن می‌توان به عنوان ماده‌ای برای اصلاح خاک استفاده کرد.

در بیوراکتورهای تراشه چوب نیز می‌توان از ذغال زیستی استفاده کرد تا به سرعت نیرات‌زدایی بیفزاید. پژوهش‌ها نشان داده اند که ذغال، دما و غلظت نیتروژن نیتراتی اثر معنی داری بر تلفات نیتروژن دارند. این نتایج نشان می‌دهد که افزودن ذغال به تراشه چوب می‌تواند بطور چشمگیری تلفات نیتروژن را افزایش دهد. شکل ۶- ۱۳ ساختمان بیوراکتوری همراه با ذغال زیستی برای جذب نیتروژن و فسفر زهاب را نشان می‌دهد.

1 Biochar



دانشگاه ایالتی آیووا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا، ۲۰۲۲

شکل ٦-۱۳- بیوراکتور همراه با ذغال زیستی برای جذب نیتروژن و فسفر زهاب

٦- ۸- ۳- بیوراکتورهای زهکشی برای جذب فسفر

شاید نامیدن بیوراکتور به این سامانه چندان درست نباشد زیرا که این کار توسط ریزجانداران انجام نمی‌گیرد؛ لیکن به این سبب که به طور معمول سامانه دفع نیتروژن و جذب فسفر از یکدیگر جدا نیستند، همچنان به آن بیوراکتور می‌گویند.

درزیست‌بوم‌های آبی نقش تخریبی فسفرمی‌تواند بیش از نیتروژن باشد. پیش از این چنین پنداشته می‌شد که بیوراکتورها نقش چندانی در کاستن فسفر محلول ندارند؛ لیکن پژوهش‌های چودهوری و همکاران، ۲۰۱۶ نشان داد که در زمین‌های کشاورزی فسفر ذره‌ای (Particulate P یا PP) نیز بوفور وجود دارد و خلل و فرج تراشه‌های چوب درون بیوراکتور می‌تواند همانند مواد معلق دیگر، از عبور و وارد شدن آن‌ها به محیط آبی بکاهد.

جاذب فسفر[1] به ماده‌ای گفته می‌شود که بتواند فسفر محلول را از حرکت باز دارد. آلومینیوم، آهن، کلسیم، منیزیم (Al، Fe، Ca و Mg) و... این توانایی را دارند. محصولات جانبی برخی کارخانه‌ها چنین موادی را دارند (مانند سرباره آهن و فولاد، کارخانه‌های گچ و آهک). بسیاری از محصولات جانبی کارخانجات، دارای مواد معدنی جاذب فسفر هستند که می‌توانند برای پالایش خاک یا کود استفاده شوند.

با این حال، نباید فراموش کرد که به این ترتیب، فسفر از سیستم حذف نمی‌شود؛ بلکه از محلول خاک جدا می‌شود و به جاذب می‌چسبد. برای حذف فسفر باید جاذب اشباع شده از فسفر تعویض گردد.

شکل ٦- ١٤- سرباره آهن، ضایعات کارخانه ذوب آهن از منابع تجاری جاذب فسفر

1 P Sorbing Materials (PSM)

فصل هفتم
بهترین شیوه‌های مدیریتی در زهکشی

۷- ۱- پیش‌گفتار

پیش از آغاز سخن باید یادآور شد که طراحی یعنی یافتن همه عناصر موثر در یک فرایند، مرتب کردن و نظم دادن به آن‌ها و ایجاد کارکرد مناسبِ آن‌ها برای رسیدن به هدف معین با در نظر داشتن محدودیت‌ها. در طراحی، هر روشی می‌تواند برای رسیدن به یک هدف خاص مورد استفاده قرار گیرد. در یک طرح خوب، لزوما تک تکِ عناصر طرح از بهترین‌ها انتخاب نمی‌شوند؛ بلکه مجموعه عناصر طوری با یکدیگر کار می‌کنند که بهترین نتیجه را بدهد. بعنوان نمونه در زهکشی چنانچه بخواهیم طرحی کاملا ایمن داشته باشیم، باید عمق زه کش‌ها را تا جای ممکن بیشتر انتخاب کنیم. این انتخاب پی آمدهای اقتصادی و زیست‌محیطی دارد. از این رو، هیچگاه به عمق زهکش نباید به صورت انتزاعی نگاه کرد.

تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی[1] در زهکشی پیشینه‌ای طولانی ندارد. به عنوان نمونه، این کار در استرالیا از سال ۲۰۰۱ آغاز شده است. بهترین شیوه‌های مدیریتی زهکشی، جهان شمول نیستند؛ هر چند که برخی از آن‌ها می‌توانند دامنه گسترده‌ای داشته باشند. آنچه که در منطقه‌ای مرطوب بهترین کار مدیریتی شمرده می‌شود، ممکن است در منطقه خشک جهان که با مشکل شوری خاک روبروست بهترین کار نباشد. از این رو لازم است با وام گرفتن از تجربیات جهانی، تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در زهکشی در کشور ما نیز آغاز شود.

1 Best Management Practices (BMPs)

۷- ۲- آلودگی‌های نقطه‌ای و غیر نقطه ای

آلودگی‌ها یا به صورت نقطه‌ای هستند (با کانون) که از مکانی معین سرچشمه می‌گیرند، مانند چاه توالت، و یا غیر نقطه‌ای (بی کانون) هستند که آلودگی از منطقه گسترده‌ای منتشر می‌شود، مانند بقایای کود در مزرعه. آلاینده‌های نقطه‌ای را باید در مبدا از میان برداشت. این در حالی است که چنین مبارزه‌ای با آلودگی‌های غیر نقطه ای، بطور معمول ناممکن است.

به منظور کاهش تاثیر آلودگی منابع غیر نقطه ای، باید تغییراتی در مدیریت داده شود. آلاینده‌های ناشی از منابع غیر نقطه‌ای را می‌توان با استفاده از بهترین شیوه‌های مدیریتی کنترل کرد.

بهترین شیوه‌های مدیریت می‌تواند سازه‌ای و یا مدیریتی باشد. از میان بهترین راه‌های سازه‌ای می‌توان از لاگون‌های فاضلاب، تراس‌ها، حوضچه‌های رسوبگیر وحصارکشی برای کنترل دام‌ها نام برد. از میان بهترین شیوه‌های مدیریتی می‌توان به چرای متناوب، مدیریت کود، مدیریت آفت‌کش‌ها، و خاکورزی حفاظتی اشاره کرد. هر دو نوع BMP به مدیریت خوب نیاز دارند تا در کاهش آلودگی منابع غیر نقطه‌ای کشاورزی مؤثر باشند.

۷-۳- بهترین شیوه‌های مدیریتی

انتقال آلاینده‌های کشاورزی به آب‌های سطحی و زیرزمینی را می‌توان با BMPها کاهش داد.

بهترین شیوه‌های مدیریتی، آلودگی را با راهکارهای زیر کاهش می‌دهند:

- کمینه کردن کاربرد آلاینده‌ها؛
- تأخیر در انتقال آلاینده، چه از طریق کاهش مقدار آب انتقال یافته و چه از طریق فراهم آوردن امکان رسوب آلاینده‌ها؛ و
- اصلاح شیمیایی یا زیستی آلاینده یا جذب و حایل کردن آن قبل یا بعد از رسیدن به منبع پذیرنده زهاب.

همان گونه که گفته شد، بسیاری از آلاینده‌ها به رسوب می‌چسبند و از نقطه‌ای به نقطه دیگر منتقل می‌شوند. برخی از کودها و بویژه فسفر، بقایای آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها و نیز فلزات سنگین در بیشتر مواقع با رسوب جابجا می‌شوند. برای کاستن از رسوب باید فرسایش را کاهش داد و با کاستن از سرعت حرکت، ذرات معلق را ته نشین کرد. حفظ بقایای محصول در فصل غیر کشت در روی زمین، استفاده از روش‌های خاکورزی حفاظتی در درون مزرعه و ایجاد موانعی مانند بافرهای سبز می توانند اثر مخرب فرسایش و رسوب را کاهش دهند و از زیانی که می تواند به محیط زیست وارد شود بکاهند. طراحی درست آبیاری و استفاده از شیب‌های کمتر می تواند سرعت حرکت آب را کاهش دهد و از مشکل انتقال رسوب بکاهد. تراس بندی، آبراه‌های سبز و کشت روی خطوط تراز نیز می توانند نتایجی به نفع محیط زیست داشته باشند. هر تدبیری که برای کاهش فرسایش و انتقال رسوب اندیشیده شود، می تواند انتقال مواد مغذی مانند فسفر و برخی از گونه‌های نیتروژن، علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و عوامل بیماری زا را دشوار کند. لیکن گاهی استفاده از یک راهکار مدیریتی، برای کنترل کامل آلاینده مورد نظر کافی نیست؛ بلکه ترکیبی ازآن‌ها هستند که می‌توانند آلاینده مشخصی را کنترل کنند. ترکیب این بهترین شیوه‌های مدیریتی برای شرایط کشاورزی و محیطی خاص، و نیز برای یک آلاینده مشخص متفاوت است.

۷-٤- تعریف بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMP)

BMP به روشها، سازه‌ها و عملیاتی گفته می‌شود که منابع خاک، هوا و آب را حفظ کنند (فِن و همکاران، ۱۹۹۳). به عبارت دیگر، BMP به کاربرد روشها، ابزار، ادوات و یا تسهیلاتی گفته می‌شود که پایداری کشاورزی فاریاب را تضمین کند، کارآیی آبیاری را افزایش دهد، به کیفیت منابع آب بیفزاید و از آلودگی آن بکاهد. طرح‌های پژوهشی و ترویجی نشان داده اندکه صرفه جویی در آب و کاهش آلاینده‌ها دست یافتنی هستند. همچنین نشان داده شده است که انجام این روشها از نظر فنی و اقتصادی موجه بوده و از نظر محیط زیست و دیدگاه‌های اجتماعی غیرقابل پذیرش نیستند. به طور کلی این روشها برای بهره برداران کشاورزی نیز منطقی ومنصفانه به حساب آمده‌اند.

کمینه کردن تخریب کیفیت آب در کشاورزی فاریاب، بالاترین اولویت در مدیریت طراحی آبیاری و زهکشی را داراست و گسترش BMPهابزرگترین هدف آبیاری و زهکشی به شمار می‌آید (پِریرا، ۱۹۹۶).

۷- ۵- لزوم انجام بهترین شیوه‌های مدیریتی

مهندسی آب و خاک، از یک طرف از گستردگی و از طرف دیگر با تنوع جنبه‌های گوناگون فنی، اقتصادی، اجتماعی و محیط زیستی روبروست. بهینه کردن همه این عوامل کاری است دشوار. بهترین شیوه‌های مدیریتی، نتیجه هم اندیشی خبرگان و اجماع آنان است. خبرگانی از بخش‌های گوناگون مربوط که توانسته اند در موضوعی معین به نظری واحد برسند و آن را اعلام کنند. تصمیمی که هر کارشناس در موضوعی می‌گیرد، از دیدگاه خود او می‌تواند بهترین کار مدیریتی دانسته شود؛ لیکن دیگران می‌توانند چنین پنداری نداشته باشند. اگر در آن موضوع، همگان همان نظر را بپذیرند، می‌توان آن را بهترین شیوه مدیریتی نامید. به عنوان نمونه همه کارشناسان عقیده دارند که مصرف کمتر کود نیتروژنی، موجب پدیدار شدن کمتر نیتروژن نیتراتی در زهاب می‌شود. از این رو می‌توان مصرف مقدار مناسب کود را به عنوان بهترین شیوه مدیریتی در زهکشی پذیرفت.

۷- ٦- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی

از تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در جهان بیش از چند دهه نمی‌گذرد. نباید فراموش کرد که بهترین شیوه‌های مدیریتی به صورت نانوشته از دیرباز وجود داشته و مورد توجه قرار می‌گرفته اند. به نظر می‌رسد که این نخستین تلاشی است که برای تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در زهکشی در ایران انجام می‌شود. تردیدی نیست که با گذشت زمان، درس آموخته‌های ما باید این فهرست را افزایش دهد و آن‌ها را بهبود بخشد.

در برخی کشورها، پیروی از بهترین شیوه‌های مدیریتی، متقاضی را قادر می‌سازد که از کمک‌های مالی دولت برخوردار شود. به عنوان نمونه، زهکشی کنترل شده در ناحیه غربِ میانه امریکا به عنوان بهترین شیوه مدیریتی شناخته می‌شود و کمک دولتی می‌تواند ترویج کننده آن باشد.

۷- ۷- چند جانبه نگری در تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی

ایران با شوری خاک در سطحی بسیار گسترده و بالابودن سطح آب زیرزمینی در بخش‌هایی از جنوب و شمال کشور، نیاز به زهکشی زیرزمینی را اجتناب ناپذیر می‌کند.

همان گونه که گفته شد،کشاورزی بزرگترین مصرف کننده و در عین حال بزرگترین آلاینده منابع آب کشور است. بی توجهی یا کم‌توجهی به مسایل محیط زیست مانند شور شدن آب رودخانه‌ها و تالاب‌ها در پایین دست شبکه‌ها، زیان رسانی به تنوع زیستی و کم‌توجهی به کیفیت آب برگشتی، مشکلاتی فراوان در خوزستان و شمال کشور پدیدآورده است.

کمینه کردن تخریب کیفیت خاک و آب در کشاورزی فاریاب، بالاترین اولویت در مدیریت طراحی آبیاری و زهکشی را داراست. از این رو، تدوین و گسترش بهترین شیوه‌های مدیریتی در مورد پیش‌گیری از شورتر شدن خاک و آلودگی آب باید بزرگترین هدف‌های آبیاری و زهکشی به شمارآید. طرح‌های پژوهشی و ترویجی در ایران و دیگر نقاط جهان نشان داده اندکه صرفه جویی در آب، مدیریت شوری خاک و کاهش آلودگی‌ها دست یافتنی هستند. همچنین نشان داده شده است که انجام این روش‌ها از نظر فنی و اقتصادی موجه بوده و از نظر محیط زیست و دیدگاه‌های اجتماعی غیرقابل پذیرش نیستند.

به عنوان نمونه، درتدوین و گسترش بهترین شیوه‌های مدیریتی، می‌توان روی آوری به سوی روش‌های جدید زهکشی مانند زهکشی کنترل شده را در نظر گرفت تا ضمن سازگاری بیشتر با محیط زیست، کارآئی و بهره‌وری آبیاری را افزایش داده، حجم زهاب و دفع مواد غذایی و آلاینده‌ها را کاهش دهد و منجر به تحولی در امر آبیاری و زهکشی گردد.

۷- ۸- هدف مطالعه و به کارگیری BMP

هدف از بررسی BMP ها، تدوین بهترین راهکارهای مدیریتی است به طوری که بتواند علاوه بر رفع نیازهای مربوط به ماندابی شدن و شوری اراضی، آثار تخریبی محیط زیست را کاهش دهد. در این راستا، در مناطق خشک و نیمه خشک، کاهش بار آلودگی ناشی از شوری آب و خاک، بیشترین نقش رادارد. دامنه کار این مطالعات، جنبه‌های سیاسی، اجتماعی و اقتصادی رادر بر نمی‌گیرد و تنها به مسائل زهکشی و محیط زیست محدود می‌شود. سایر جنبه‌ها، مانند ملاحظات فنی، مالی و.....در مطالعات کلی مربوط به سامانه آبیاری و زهکشی مورد توجه قرار می‌گیرند. در این جا، ابتدا به اصول راهنمایی پرداخته می‌شود که در زهکشی به عنوان BMP شناخته شده و سپس تلاش می‌شود تا طراحی و بهره برداری شبکه زهکشی بر مبنای آن اصول بهینه شود. نباید فراموش کرد که زهکشی در ایران با چالش‌هایی اساسی رو به روست. این مشکلات، ساختاری هستند و ممکن است در باره تک تک طرح ها صادق نباشند؛ ولی به یاد داشتن آن‌ها می‌تواند در تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی مفید باشد.

۷- ۹- مشکلات ساختاری مربوط به طرح‌های زهکشی در ایران

سایه مشکلات ساختاری بر مسایل فنی طرح‌های زهکشی سنگینی می‌کند. برخی از این مشکلات را می‌توان چنین برشمرد:

- به اجماع نرسیدن تصمیم سازان و تصمیم گیران به لزوم احداث زهکشی زیرزمینی در مناطق گوناگون؛
- طولانی شدن دوره اجرای طرح‌ها که ممکن است موضوعی که در هنگام طراحی، بهترین شیوه مدیریتی به حساب می‌آمده، دیگر اعتبار نداشته باشد؛
- نبود نظام مدیریت بهره‌برداری و نگهداری کارا و قابل قبول که بتواند بهترین کار مدیریتی را با شیوه‌ای مناسب به کار بندد؛

- کند و اندک بودن پژوهش‌های کاربردی در مورد مصالح، لوازم، ماشین‌ها، فیلترها، لوله‌ها، معیارهای طراحی و تهیه استانداردهای زهکشی که به درستی نتوان به بهترین شیوه‌های مدیریتی دست یافت؛
- بی توجهی به ضرورت احداث مزارع آزمایشی در طرح‌های زهکشی؛
- روی نیاوردن به سوی روش‌های جدید زهکشی. روی آوری به سوی روش‌های جدید مانند زهکشی کنترل شده می‌تواند ضمن سازگاری بیشتر با محیط زیست، کارآئی و بهره‌وری آبیاری را افزایش داده، حجم زهاب و دفع مواد غذایی و آلاینده‌ها را کاهش دهد و شاید بتواند منجر به تحولی در امر آبیاری و زهکشی گردد.
- مدیریت نادرست و پایین بودن راندمان آبیاری. اراضی فاریاب و بویژه زمین‌های آبخور سدهای مخزنی رویاروی مشکل زه‌دار شدن هستند.
- بی توجهی یا کم‌توجهی به مسایل زیست محیطی مانند شور شدن آب رودخانه‌ها و تالاب‌ها در پایین دست شبکه‌ها، صدمه به تنوع زیستی و کم‌توجهی به کیفیت آب برگشتی.

۷-۱۰- پایداری کشاورزی فاریاب و گسترش مسائل زهکشی

پایداری کشاورزی فاریاب به آبشویی کافی نمک ها و خروج آن‌ها ازمنطقه ریشه بستگی دارد (هافمن۱۹۸۵). در بسیاری موارد، زهکشی طبیعی خاک به اندازه‌ای نیست که بتواند مشکلات آب‌ماندگی وشوری را حل کند و از این رو باید از زهکش‌های مصنوعی در این کار کمک گرفت(تانجی ۱۹۹۰). در مناطقی که کیفیت آب زیر زمینی نا مناسب است، زهکش‌های قائم کارایی چندانی ندارند وبه اجبار باید از زهکش‌های افقی استفاده کرد. به عبارت دیگر، زهکشی قایم ممکن است چند سالی به عنوان منبع آب مورد استفاده قرار گیرد، لیکن با کیفیت نامناسب آب زیرزمینی، خاک رویاروی مشکل شوری قرار خواهد گرفت. امروزه راهبردهای مدیریت شوری باید به دنبال روش‌هایی باشند که بتواند رابطه‌ای منطقی بین شوری در سطح مزرعه، حوضه و حتی منطقه‌ای

بزرگتر برقرار کند. به عبارت دیگر، بهترین کار مدیریتی این است که نه تنها اثرشوری را درسطح مزرعه کاهش دهد، بلکه منابع آبی پایین دست را نیزتخریب نکند. از این روست که مطالعات این گونه طرح ها، تنها به محدوده پروژه محدود نمی‌شود، بلکه ممکن است حوضه آبریز یا حتی منطقه بزرگ تری را در بر گیرد.

امروزه، در جوامع پیشرفته فشار زیادی به کارفرمایان وارد می‌آید که اثرات نا مناسب زیست‌محیطی طرحها را تا جای ممکن کاهش دهند و بویژه خساراتی به پایین دست وارد نکنند. از این روست که تخلیه زهکش‌ها به رودخانه‌ها و سایر پهنه‌های آبی، به عنوان راه حل واقعی به حساب نمی‌آید. چنانچه پروژه در نزدیکی دریا باشد، این خطر کمتر است، زیرا تعداد بهره برداران پایین دست کمترند. در هر حال، باید بار آلودگی (حاصل ضرب غلظت نمک و حجم زهاب) به اندازه‌ای باشد که با کمک زهکشی بتوان اراضی پایین دست و عملکرد آن‌ها را حفظ کرد.

استفاده مجدد از زهاب و حوضچه‌های تبخیری، دو روش شناخته شده تخلیه آب زیرزمینی هستند که می‌توانند مقدار بار آلودگی وارد شده به محیط را به کمترین مقدار برسانند. استفاده مجدد از آب شور زیر زمینی و مخلوط کردن آن با آب آبیاری نیز روش‌هایی هستند که امروزه بخوبی رواج یافته‌اند. نباید فراموش کرد که افزایش شوری، بدون زهکشی، سامانه را ناپایدار می‌کند.

۷-۱۱- راهکارها ی حفاظت از پایین دست

۷-۱۱-۱- دفع زهاب

به منظور کاهش اثرات زهاب شور بر محیط زیست، دو راه عمده درنظر گرفته می‌شود:

استفاده مجدد از زهاب یا مخلوط کردن آن با آب آبیاری بویژه در مکان‌هایی که زهاب، شوری بالایی ندارد. در این حالت به منظور پایدار ماندن محیط زیست، ضروری است که درهرحال نمک وارد شده به منطقه به طریقی دفع شود؛ کاری دشوار که تنها می‌توان با مطالعه منطقه‌ای راه حل احتمالی آن را یافت. به عنوان نمونه، در عراق یک زهکش سراسری بین دو رودخانه دجله و فرات

حفر شده است. کشاورزی فاریاب منطقه از آب رودخانه‌ها استفاده می‌کنند و زهاب را به زهکش سراسری می‌ریزند تا در پایین دست برای تزریق به چاه‌های نفت مورد استفاده قرار گیرد و مازاد آن به هورالعضیم بریزد. این اقدام شاید بتواند در سامانه دجله و فرات و هورالعظیم و زمین‌های زهکشی شده منطقه کارایی داشته باشد ولی مشابه آن نتواند در حوضه کارون مفید باشد.

۷-۱۱-۲- استفاده از حوضچه‌های تبخیری

فرایند تبخیر در حوضچه‌های تبخیری به خوبی شناخته شده بوده و کارایی خود را نشان داده است؛ هر چند که انجام آن در سطح مزرعه، و بویژه مزارع کوچک، بسیار دشوار است.

روش‌های دیگری نیز برای کاهش حجم زهاب و یا کاهش بار آلودگی وجود دارد که از میان آن‌ها می‌توان به سامانه مدیریت جامع زهکشی مزرعه[1] یا IFDM اشاره کرد. در این روش، ابتدا آب به کشت‌های متداول اختصاص می‌یابد. زهاب حاصل از این زمین‌ها به سطح کوچکتری از زمین‌هایی که به کشت گیاهان کم و بیش مقاوم به شوری اختصاص یافته اند داده می‌شود. این کار می‌تواند با استفاد مستقیم از زهاب یا با مخلوطی از زهاب وآب آبیاری انجام شود. زهاب حاصل از این سطح به گیاهان مقاوم به شوری اختصاص می‌یابد. زهاب حاصل از این سطح نیز گیاهان مقاومتری مانند اکالیپتوس را آبیاری می‌کند و به همین ترتیب، زهاب حاصله به کشت گیاهان شورزی (هالوفیت) داده می‌شود و در نهایت درحوضچه تبخیری فرآوری وتبخیرمی‌شود.

۷- ۱۱- ۳- بالا بردن راندمان آبیاری و پرهیز از بیش زهکشی

هرگاه سطح سفره سطحی آب از عمق مناسب خود پایین‌تر برود، گیاه نمی‌تواند از آن استفاده کند و در حقیقت، بعنوان آب از دست رفته تلقی می‌شود. به این فرایند، بطور معمول، بیش زهکشی[2] گفته می‌شود.

---

1 Integrated On-Farm Drainage Management systems or Integrated Farm Drainage Management, IFDM

2 Over drainage

عمق بهینه سطح ایستابی برای بیشتر گیاهان عمقی است که چنانچه سطح آب از آن بالاتر قرار گیرد، گیاه دچار حالت آب‌ماندگی شود و در صورتی که سطح آب از آن پایین‌تر برود، گیاه نتواند از آب موجود استفاده کند.

در بیشترموارد، مشکلات زهکشی، برآمده از آبیاری بیش از اندازه است که به تشکیل سفره کم عمق و در نتیجه به آب‌ماندگی و شوری ثانویه می‌انجامد. زهکشی زیر زمینی می‌تواند چاره این درد باشد به شرط این که از بیش زهکشی پرهیز شود. هنوز روشن نیست که اصلاح مدیریت آبیاری چقدر توانسته باشد، مشکلات را حل کند. به هر ترتیب، منطقی است چنین پنداشته شود که بهبود راندمان آبیاری از مشکلات زهکشی می‌کاهد.

تجربه‌های دیگران می‌تواند بسیار آموزنده باشد تا گمان نرود که زهکشی به معنای خارج کردن هر چه بیشتر زه از درون خاک است. در مناطق Burdekir و Macalister استرالیا، ابتدا در نظر بوده است که سطح آب زیر زمینی به ترتیب در عمق ۳ و ۲ متری تثبیت شود. بعدها اعماق تثبیت سطح ایستابی به ۱/۲ متر کاهش داده شد. اینک طراحی بر این اساس صورت می‌گیرد که پس از گذشت۷ روز از آغاز آبیاری، سطح آب به یک متری برسد. این مبانی طراحی منجر به این شده است که مقدار زهاب به ۵۰ تا ۲۰۰ میلیمتر در سال کاهش یابد و در نتیجه از بار آلودگی کاسته شود. این موضوع که آیا این ضابطه می‌تواند در شرایط کشور ما از کارآیی موردنظر برخوردار باشد یا خیر، موضوع دیگری است که به موقع به آن پرداخته می‌شود. در این راستا، یکی از مهم ترین موارد قابل ملاحظه این است که آیا بهتر است طراحی بر پایه کنترل شوری انجام شود و یا به ماندابی شدن اولویت داده شود.

۷- ۱۱-٤- مدیریت زهکشی

امروزه یکی از BMP ها، کاهش حجم زهاب و کاهش بار آلودگی است. کریستن و اسکهان (۲۰۰۱) در استرالیا نشان داده اند که مدیریت زهکش‌های افقی (با استفاده از روش زهکشی کنترل

شده) می‌تواند موجب کاهش شوری زهاب شود و استفاده مجدد از زهاب را توجیه پذیر کند و موضوع دفع و تخلیه زهاب را تسهیل نماید.

مدیریت جامع آبیاری و زهکشی، هنوز در ابتدای کار است. اقدامات به عمل آمده در کالیفرنیا بطوری که توسط آیرز و همکاران (۱۹۹۹) جمع بندی شده است، نشان می‌دهد مدیریت جامع آبیاری و زهکشی به کاهش حجم زهاب و کاهش نمک تخلیه شده می‌انجامد.

۷- ۱۱- ٤- ۱- چند نتیجه کلی و عمومی‌در باره مبانی طراحی

- مبانی طراحی برای پروژه‌های جدید باید به نحوی در نظر گرفته شود که ضمن توجه به مسائل شوری و آب‌ماندگی، حجم زهاب و بار شوری را به کمترین مقدار ممکن برساند.
- تخلیه زهاب شور به محیط زیست، موضوع بسیار مهمی‌است که ممکن است حتی به توقف اعمال زهکشی نیز بینجامد. امروزه برخی " زهکشی" را واژه‌ای زشت می‌پندارند. این موضوع در آینده، بزرگترین محدودیت برای پایداری کشاورزی برخی از مناطق به شمار خواهدرفت.
- زهکشی باید طوری انجام شود که تا جای ممکن هیچ گونه تخلیه نمکی به خارج منطقه انجام نشود تا اثرات نامساعد ناشی از آن را از بین ببرد و یا به کمترین مقدار برساند.
- زهکشی باید طوری انجام شود که بهره برداری از منابع خاک و آب پایدار نگه داشته شود.
- زهکشی باید طوری انجام شود که از محیط زیست، زیر بناها، کیفیت آب سطحی و اراضی دیم حفاظت کند.
- از زهکشی به عنوان وسیله‌ای برای دفع آلاینده‌ها به نقاط مطمئن و یاتصفیه آن‌ها استفاده شود.

- زهکشی زیرزمینی را نباید به عنوان ابزاری منحصر به فرد برای حل مشکلات ناشی از آبیاری با کارایی پائین به شمار آورد.
- کارائی پایین زهکشی موجب می‌شودکه تلفات آبیاری یا فرو نشت عمقی از اعماقی از خاک بگذرد که نمکها در آنجا دست نخورده باقی‌مانده اند. نمونه بارز آن را می‌توان در جنوب خوزستان دید. زهکشی، این نمک‌های موجود در محیط کم و بیش امن را به محیط زیست منتقل می کند. بنابراین باید ضریب زهکشی را تا حدی که امکان دارد، پایین نگه داشت و از عمق زهکش‌ها کاست.
- طراحی زهکش باید به گونه‌ای انجام شود که از آب زیرزمینی به عنوان منبعی برای آبیاری استفاده شود تا به این ترتیب، راندمان آبیاری افزایش یابد و گیاه بتواند از این آب استفاده کند. در گذشته، زهکشی زیر زمینی با تخلیه سریع آب (اضافی)، پیش از آن که گیاه از آن بهره مند شود، موجب کاهش راندمان آبیاری می‌شد.
- طراحی زهکشی باید به گونه‌ای انجام شود که سامانه زهکشی، هر چه کمتر نمک‌های پایین ریشه را به حرکت در آورد. از این رو، باید در پی گونه گیاهی مناسب تری از نظر عمق ریشه و تحمل آن به شوری بود.
- در طرح‌های زهکشی باید سازه‌هایی اندیشیده شوند که توان مدیریت زهاب را فراهم کنند.

۷- ۱۱-٤-۲- چند نتیجه کلی در باره مدیریت منابع آب

- زهکشی زیرزمینی را باید تنها هنگامی‌مورد نظر قرار داد که بدون آن دستیابی به تولید پایدار امکان پذیر نباشد (ولاتمن، ۲۰۰۸).

- نیاز به زهکشی زیر زمینی باید به کمترین مقدار ممکن کاهش یابد. این کار می‌تواند از طریق بهبود در راندمان آبیاری، کاهش نفوذ عمقی ناشی از آبیاری و بارندگی، اصلاح روش‌های زراعی و نیز استفاده از زهکشی سطحی انجام شود.

۷- ۱۱-٤-۳- چند نتیجه کلی در باره طراحی با توجه به ویژگی‌های منطقه

- هدف از زهکشی زیر زمینی باید با توجه به نیاز گیاهان الگوی کشت و تناوب تبیین شود. سامانه زهکشی نباید ببش طراحی شود[1]. ضریب زهکشی تابع مقدار آب آبیاری، بارندگی، نیاز آبی گیاهان، میانگین کیفیت آب، الگوی کشت و حساسیت گیاهان به شوری، شوری خاک و مقدار اکسیژن خاک در گذر زمان است. این عوامل به اندازه‌ای زیاد است که نیاز به زهکشی به ویژگی‌های منطقه بستگی دارد و نباید همواره معیارهای عمومی را ملاک عمل قرار داد.
- آبیاری باید طوری طراحی شود که آب‌ماندگی ناشی از آن به کمترین مقدار برسد. در مناطق نیمه خشک و خشک، فراوانی دفعات آب‌ماندگی نیز باید به کمترین مقدار برسد. روش‌هایی مانند بسترسازی، پوشش گیاهی، انتخاب گیاه مناسب، زمان آبیاری، بهبودساختمان خاک و... می‌توانند بعنوان عوامل مؤثر در آب‌ماندگی در نظر گرفته شوند.

۷- ۱۱-٤-٤- چند نتیجه کلی در باره انتقال نمک

- در مناطق خشک، طراحی زهکشی باید بر پایه کنترل دراز مدت شوری در ناحیه ریشه انجام شود. بهبود آبیاری مقدم بر طراحی زهکشی است و ابتدا باید برای بهبود آبیاری تلاش شود. در این راستا باید طراحی طوری انجام شود که نمک از پایین منطقه ریشه به آن ناحیه نرسد.

1 Overdesign

- تا کنون بیشتر طراحی‌ها بر این پایه انجام می‌شده است که سطح آب در حدی تثبیت شود تا حرکت نمک به کمترین مقدار برسد. به این منظور عمق تثبیت سطح ایستابی "عمیق" در نظر گرفته می‌شده است. در نتیجه، بخش بیشتری از زهاب از ناحیه زیر عمق ریشه خارج می‌شده و نمک را از اعماقی بیش از حد نیاز خارج می‌کرده است. پژوهش‌ها نشان داده است که کاهش عمق زهکشی، بار نمک خارج شده از زهکش را به مقدار قابل توجهی کاهش می‌دهد. به هر حال، کاهش عمق زهکش نباید به اندازه‌ای باشد که تهویه کافی در ناحیه ریشه را تحت تأثیر قرار دهد. مقدار بهینه تخلیه نمک، مقداری است که معادل نمک وارد شده بوسیله آبیاری و نمکی که از پایین به منطقه ریشه می‌رسد باشد. تخلیه نمک از اعماق نیمرخ خاک هیچ گونه اثری بر تعادل نمک در ناحیه ریشه ندارد.

ممکن است چنین پنداشته شود که سامانه‌های زهکشی با عمق کمتر، به علت فاصله کمتر، دارای هزینه بیشتری هستند. مدیریت بهتر زهاب که بتواند موجب کاهش حجم زهاب شود، می‌تواند پاسخگوی این افزایش هزینه باشد.

۷- ۱۱-٤-٥- نتیجه کلی در باره امکان پایش

- سامانه‌های زهکشی باید دارای ابزار فیزیکی و سازه‌ای لازم برای پایش باشند بطوری که بتوان مدیریت جامع آبیاری و زهکشی را در آن‌ها به اجرا در آورد. پژوهش‌ها نشان داده است که حجم زهاب و نیز عمق آبیاری را می‌توان با مدیریت جامع کاهش داد. عملیات پایش باید شامل عمق ایستابی در نقاط مهم، اندازه‌گیری مقدار آب آبیاری و مقدار زهاب باشد.

۷- ۱۱-٤-٦- چند نتیجه کلی در باره تخلیه زهاب

- طراحی و مدیریت سامانه زهکشی باید امکان تخلیه زهاب را بوسیله ابزاری قابل قبول و در مکانی مناسب تضمین کند.
- به موضوع استفاده مجدد از رواناب سطحی و زهاب زیرزمینی، بویژه هنگامی‌که شوری زهاب خیلی زیاد نباشد، باید توجه ویژه‌ای شود. استفاده مجدد زهاب با اختلاط آن با آب زیرزمینی یا منابع آب سطحی باید با دقت ارزیابی شود(بتونه وهمکاران،۱۹۹۷). پیش از آنکه به موضوع دفع زهابی که غلظت نمک‌های آن بالاست، اندیشیده شود، لازم است که طرح جامع زهکشی یا کشت پیاپی گیاهان مقاوم به درجه‌های گوناگون شوری مورد توجه قرار گیرد.

۷- ۱۱-٤-۷- چند نتیجه کلی در باره مسئولیت نگهداری

- مسئولیت نگهداری سامانه زهکشی باید به بهره برداران اراضی واگذارشود. علاوه بر این، بهره برداران باید مسئولیت مدیریت زهاب و تخلیه سالم آن را عهده دار شوند.
- زهکشی بخشی از سامانه آبیاری است و تاحدودی به پایداری تولیدات کشاورزی ارتباط دارد. از این رو بهتر است مسئولین نگه داری شبکه آبیاری و شبکه زهکشی، هر دو، یک شخصیت حقیقی یا حقوقی باشند. در هر حال، انجام زهکشی نباید به زیان محیط زیست اطراف آن باشد. از دیرباز، تخلیه زهاب به رودخانه، اقدامی‌متداول بوده و هنوز نیز به خوبی مرسوم است. هر چند که حجم زهاب و بار آلاینده‌های آن می‌تواند بین تولید کنندگان زهاب و بهره برداران پائین دست مورد توافق قرار گیرد، باید همه تلاش‌ها به عمل آید که این دو به کمترین مقدار خود کاهش یابند.

۷- ۱۲- بهترین شیوه‌های مدیریتی

براساس اصولی که به منظور کمک به طراحی سامانه‌های زهکشی کشاورزی گفته شد،BMPها موارد زیر را مد نظر دارند:

- مدیریت کارآیی آب؛
- صرفه‌جوئی در مصرف آب آبیاری؛ و
- کاهش تخلیه نمک.

پس از این که نیاز به زهکشی مورد تایید قرار گرفت، فرایند طراحی زهکشی زیرزمینی، گام‌های زیر را پی می‌گیرد:

- انتخاب نوع سامانه؛
- مشخص کردن پارامترهای طراحی؛ و
- روشهای مدیریتی لازم.

در اینجا نیز بهترین شیوه‌های مدیریتی به سه بخش پیش گفته شده تقسیم و بیان می‌گردد.

۷- ۱۲- ۱- انتخاب نوع سامانه زهکشی

انتخاب سامانه زهکشی زیرزمینی، یعنی زهکشی قائم، افقی عمیق، افقی کم عمق، مول و.....بر سطح آب زیرزمینی، کنترل شوری خاک، حجم زهاب و کیفیت آن تاثیر دارد. در ایران، تنها زهکشی افقی عمیق و تا اندازه‌ای کم عمق رواج دارد. هر دو نوع اینها لوله‌ای هستند. افزون بر اینها، زهکشی زیستی و خشک نیز بدون این که این عنوان‌ها را به خود اختصاص داده باشند، دانسته یا نادانسته، به مقدار کم وجود دارند.

در انتخاب نوع سامانه زهکشی زیرزمینی، زهکشی سطحی نیز در نظر گرفته می‌شود. به عنوان نمونه، در آبیاری سطحی با فارو ته بسته، کم و بیش همه تلفات باید توسط زهکش زیرزمینی دفع شود؛ در

حالی که در آبیاری سطحی با فارو ته باز، باید تلفات را به دو بخش نفوذ عمقی و رواناب سطحی تقسیم کرد.

انتخاب نوع سامانه زهکشی زیرزمینی، به روش آبیاری نیز بستگی دارد زیرا کارآیی روش‌های گوناگون و در نتیجه، تلفات آن‌ها متفاوت است. به عنوان نمونه، آبیاری قطره‌ای و برخی از روش‌های آبیاری بارانی رواناب سطحی ندارند و با کارایی بالای خود، تلفات عمقی آن‌ها نیز چندان زیاد نیست.

هدف‌های سامانه زهکشی زیرزمینی نیز متفاوتند. هدف‌ها می‌تواند یک چند هدف فرعی زیر باشد:

- کنترل آب‌ماندگی؛
- کنترل شوری در ناحیه ریشه؛ و
- اصلاح زمین‌های شور(آبشویی).

هرچند هر یک از انواع سامانه‌ها، تا حدی می‌توانند پاسخگوی این هدف ها باشند، چگونگی طراحی و مدیریت شبکه، عامل اصلی و تعیین کننده دستیابی به این هدف‌های ویژه است.

ارزیابی منطقه نیازمند زهکشی زیرزمینی نیز بسیار پر اهمیت است. به این منظور، با بهره گیری از مطالعات زمین آب شناسی و کاربری اراضی، منطقه نیازمند زهکشی زیرزمینی مشخص می‌شود؛ مطالعه‌ای منطقه‌ای که تنها به محدوده طرح بسنده نمی‌شود.

۷- ۱۲- ۲- انتخاب مبانی مناسب برای سامانه زهکشی

طرح ها بدون در نظر گرفتن مبانی مناسب طراحی نمی توانند به درستی طراحی شوند. در مبحث ۱۲- ۱۱- ۴- ۱ چند نتیجه کلی و عمومی‌در باره مبانی طراحی بیان گردید. در اینجا از ذکر دوباره آنها خودداری می‌شود. بدیهی است که افزون بر مبانی کلی طراحی، باید ویژگی‌های هر طرح نیز مورد توجه قرار گیرد. در این باره، کیفیت آب و زهاب، امکان بالقوه استفاده مجدد از زهاب، نیازهای تخلیه،

الگوی کشت، جریان منطقه‌ای آب زیرزمینی، نوع خاک و سنگ منطقه نیز باید مورد توجه قرار گیرد.

۷- ۱۲- ۳- انتخاب مدیریت مناسب

زهکشی از آبیاری جدا نیست. طراحی سامانه زهکشی بخشی از طراحی جامع سامانه آبیاری و زهکشی و مدیریت آن است. توجه به این نکته ضروری است که مدیریت نیز خود جزئی از سامانه به حساب می‌آید و باید در مطالعات به طراحی سامانه مدیریت نیز پرداخته شود. مبانی و ضوابطی که مورد توجه قرار می‌گیرند، عبارتند از عمق سطح ایستابی در زمانی مشخص یا دوره‌ای معین از مرحله رشد گیاه، سرعت افت سطح ایستابی پس از ماندابی شدن عمق ریشه، کسرآبشویی در درازمدت و/ یا ترکیبی از معیارهای پیش گفته. در گذشته کنترل چندانی بر سامانه‌های زهکشی وجود نداشته است. این زهکش‌ها به طریقی طراحی می‌شده اند که بتوانند مشکلات شوری ناحیه ریشه و آب‌ماندگی را برای برخی شرایط طراحی حل کنند. در عمل، شرایط در گذر زمان تغییر می‌یابند. به عنوان نمونه، ممکن است ترکیب کشت تغییر کند، باران کمتری ببارد، سامانه جدید آبیاری ایجاد شود و همه اینها موجب کاهش نیاز به زهکشی گردد و در نتیجه حجم زهاب کاهش یابد. دست یابی به این خواست‌ها، با مدیریت سازنده سامانه زهکشی امکان پذیر است.

۷- ۱۳- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در طراحی زهکشی

بهترین شیوه‌های مدیریتی در طراحی زهکشی به شرح زیر خلاصه شده اند. همان گونه که گفته شد، با گذشت زمان و پیشرفت‌های علمی، بهترین شیوه‌های مدیریتی در طراحی زهکشی نیز ممکن است تغییر یابند. آنچه که در زیر می‌آید، پیشنهاد نگارنده برای آغاز کار است و با گذشت زمان، هم باید بهبود یابد و هم به تایید خبرگان برسد و مورد پذیرش جامعه علمی‌قرار گیرد. نکته بسیار

مهم لازم به ذکر این است که طراح نباید خود را به بهترین شیوه‌های مدیریتی در طراحی زهکشی محدود کند؛ بلکه باید تا جای ممکن آن‌ها را در طراحی مورد نظر قرار دهد.

BMP 1- مبانی طراحی

تدوین مبانی طراحی با در نظر گرفتن حداقل کسر آبشویی، حداقل سرعت افت سطح ایستابی و حداقل عمق تثبیت شده سطح ایستابی انجام شود. توجه به این موارد موجب می‌شود که دبی تخلیه، به حداقل برسد. بدیهی است که در این "کمینه کردن‌ها" باید ویژگی‌های منطقه طرح مانند نوع گیاه، تناوب گیاهی، روش آبیاری، کیفیت آب و کسر آبشویی در نظر گرفته شود.

BMP 2- ضریب زهکشی

در طراحی سامانه زهکشی، باید فرونشت عمقی از سامانه آبیاری منتخب برای چندگیاه با بیشترین مقدار مصرف در دوره ای از فصل زراعی (شامل دوره با حد اکثر مصرف) با در نظر گرفتن بهترین شیوه‌های مدیریتی در امر آبیاری مشخص و در طراحی منظور شود. هر چه گیاهان به آب‌ماندگی حساس تر باشند، مدت زمان کوتاه‌تری مورد توجه قرار می‌گیرد.

این موضوع، از این نظر اهمیت می‌یابد که فرونشت عمقی نسبت به زمان مقدار ثابتی ندارد. علاوه براین، برای گیاهانی که نسبت به ماندابی بودن حساس هستند، اثر مدت زمان بارش‌ها و یا آبیاری‌های سنگین باید مورد توجه قرار گیرد. در این مورد، از داده‌های محلی بارش و برنامه آبیاری استفاده می‌شود ولی فرض می‌گردد که زهکشی سطحی مناسب است. علاوه بر این، اثر منابع آب منطقه نیز باید در طراحی سامانه زهکشی مورد توجه قرار گیرد.

BMP 3- مدیریت زهاب

در طراحی سامانه باید از تجهیزاتی که سطح آب در خاک و نیز دبی آن را کنترل می‌کنند استفاده شود (زهکشی کنترل شده). این کار موجب می‌شود که سامانه زهکشی انعطاف پذیر شود و به عنوان نمونه بتواند با تغییر الگوی کشت و یا کاهش بارندگی سازگارتر عمل کند. استفاده از روش زهکشی کنترل شده می‌تواند موجب کاهش شوری زهاب شود و استفاده مجدد از زهاب را توجیه پذیر کند و موضوع دفع و تخلیه زهاب را تسهیل نماید. طراحی زهکش باید به گونه‌ای انجام شود که در صورتی که شوری آب و خاک اجازه دهد، از آب زیرسطحی به عنوان منبعی برای آبیاری استفاده شود تا به این ترتیب، راندمان آبیاری افزایش یابد و گیاه بتواند از این آب استفاده کند. در طرح‌های زهکشی باید سازه‌هایی اندیشیده شود که توان مدیریت زهاب را فراهم کنند. در گذشته، زهکشی زیر زمینی با تخلیه سریع آب (اضافی)، پیش از آن که گیاه از آن بهره مند شود، موجب کاهش راندمان آبیاری می‌شد.

BMP 4- پیروی آرایش زهکش‌ها از شبکه آبیاری

سامانه‌های جدید زهکشی باید طوری طراحی شوند که بتوان اراضی آن‌ها را به واحدهای عمرانی‌ای تقسیم کرد که از آرایش شبکه آبیاری پیروی کنند. این کار موجب می‌شود که جامع نگری در مدیریت سامانه آبیاری و زهکشی بیشتر شود و بتوان مدیریت این دو را بطور یکجا انجام داد.

BMP 5- روش جامع مدیریت زهکشی در مزرعه

استفاده از روش جامع مدیریت زهکشی در مزرعه باید هدف نهایی طراحی با در نظر گرفتن محدودیت‌های محیط زیستی باشد تا هم مصرف آب را کم کند و هم نمک و آلاینده‌های دیگر از مزرعه خارج نشود.

BMP 6- پرهیز از بیش زهکشی

مدیریت و پایش باید بر پایه راه کارهای کوتاه مدت و بلند مدت و نیز بر پایه تغییرات شرایط داخلی و خارجی باشد. طراحان باید بیشترین تلاش خود را به کار بندند تا بیش آبیاری انجام نشود و در پی آن بیش زهکشی نیز روی ندهد. بیش زهکشی موجب خروج بیش از اندازه نمک و آلاینده‌های دیگر می‌شود که پیامدهای نامناسبی برای محیط زیست دارد. افزون بر این، یکی از عوامل مهم کاهنده راندمان آبیاری است.

BMP 7- طراحی برای درازمدت

سامانه‌های زهکشی بر پایه آبشویی اولیه و با هدف اصلاح اراضی شور طراحی نمی‌شوند؛ بلکه برای دفع زهاب در زمان بهره برداری طراحی می گردند. در هنگام آبشویی اولیه باید انتظار کارایی کمتری از زهکشی داشت و زمان بیشتر لازم برای آبشویی را پذیرفت.

BMP 8- استفاده دوباره از زهاب

استفاده مجدد از زهاب می‌تواند آب در دسترس را افزایش و مقدار بار آلودگی‌ای که به محیط وارد می‌شود را کاهش دهد.

BMP 9- استفاده از آب شور زیر زمینی

استفاده از آب شور زیر زمینی و مخلوط کردن آن با آب آبیاری می‌تواند در هنگام کمبود آب بهترین کار مدیریتی به شمار رود، مشروط بر آن که نیاز آبشویی دائمی گیاه تامین شود.

BMP 10- حفاظت از دیگر زیرساخت‌ها

زهکشی باید طوری انجام شود که از محیط زیست، زیر بناها، کیفیت آب سطحی و اراضی دیم حفاظت کند؛ مبانی طراحی برای پروژه‌های جدید باید به نحوی در نظر گرفته شود که ضمن توجه به مسائل شوری و آب‌ماندگی، حجم زهاب و بار شوری رابه کمترین مقدار ممکن برساند.

BMP 11- زهکشی در مناطق با خاک زیرین بسیار شور

در مناطقی که خاک و آب زیرسطحی بسیار شور دارند، زهکشی موجب می‌شودکه تلفات آبیاری یا فرو نشت عمقی از اعماقی از خاک بگذرد که نمک ها در آنجا دست نخورده باقی‌مانده اند. زهکشی، این نمکهای موجود در محیط کم و بیش امن را به محیط زیست منتقل می‌کند. بنابراین باید ضریب زهکشی را تا حدی که امکان دارد، پایین نگه داشت واز عمق زه کش‌ها کاست. در عین حال باید گونه‌های گیاهی مناسب تری را از نظر عمق ریشه و تحمل آن‌ها به شوری مورد توجه قرار داد.

۷- ١٤- تدوین بهترین شیوه‌های مدیریتی در مدیریت زهکشی

BMP 12- کنترل تخلیه زهکش‌ها

تخلیه زهکش‌ها باید به نحوی کنترل شود که تنها برای تثبیت سطح ایستابی در سطح دلخواه یا برای کنترل نمک کفایت کند و از تخلیه بیشتر، جلوگیری شود. این کار موجب بهبود راندمان آبیاری و کاهش تلفات کود و مواد مغذی می‌گردد و آلوده کننده‌های کمتری را به محیط زیست منتقل می‌کند.

BMP 13- اصلاح و بهبود سامانه‌های موجود زهکشی

سامانه‌های موجود زهکشی را باید به نحوی بهسازی و یا بازسازی کرد که بتوان در آن‌ها سازه‌های لازم و از جمله سازه‌های زهکشی کنترل شده را برای اعمال مدیریت بهتر گنجاند.

BMP 14- پیش‌بینی ظرفیت برای نفوذ ناشی از بارندگی‌های سنگین

زهکش‌های زیرزمینی باید طوری طراحی شوند که بتوانند در مواقع لزوم، مانند بارندگی سنگین، از ظرفیت کافی برخوردار باشند و بتوانند مازاد رواناب سطحی را در زمان لازم دفع کنند. باید دقت شود که از ماندابی شدن بیش از اندازه محیط ریشه جلوگیری شود.

BMP 15- حفاظت از منابع آبی پایین دست

زهکشی باید طوری انجام شود که کمترین تخلیه نمک به خارج منطقه انجام شود تا اثرات نامساعد ناشی از آن کاهش یابد. بهترین کار مدیریتی این است که اثرشوری را درسطح مزرعه کاهش داد تا منابع آبی پایین دست تخریب نشوند.

BMP 16- پایداری منابع آب و خاک

زهکشی باید طوری طراحی شود که بهره برداری از منابع خاک و آب پایدار نگه داشته شود؛ تخلیه زهکش‌ها به رودخانه‌ها و سایر پهنه‌های آبی، به عنوان راه حل واقعی به حساب نمی‌آیند.

BMP 17- پایش

طراحی سامانه زهکشی باید با امکان مدیریت زهاب و پایش برخی از نمک ها، بقایای کودها و مواد غذائی و سایر ترکیبات مهم زهاب همراه باشد.

BMP 18- زهکشی و کارایی پایین آبیاری

زهکشی زیرزمینی را نباید به عنوان ابزاری منحصر به فرد برای حل مشکلات ناشی از آبیاری با کارایی پائین به شمار آورد.

فصل هشتم

مقایسه کارآیی روش‌های کنار مزرعه

۸- ۱- پیش‌گفتار

تلفات بی کانون نیتروژن و فسفر از مناطق کشاورزی اثرات زیانباری بر زیست‌بوم‌های آب شیرین و دریایی دارد. برای کاهش تلفات نیتروژن و فسفر از مناطق کشاورزی، بهتر است آلودگی زهاب پیش از ورود به نهرها کاهش یابد. روش‌هایی برای کاهش خطرات زیست‌محیطی زهاب شناخته شده هستند. در این فصل به برخی از این روش‌ها پرداخته می‌شود و کارآیی آن‌ها با یکدیگر مقایسه می‌شود. خوشبختانه تمامی‌این راهکارها توانایی حذف و یا کاهش مواد مغذی را از درون زهاب دارند.

۸- ۲- مغذی شدن پهنه‌های آبی، مشکل بزرگ زهکشی

امروزه کشاورزی پر نهاده[1] در بخش‌های بزرگی از جهان مانند اروپا و آمریکای شمالی، رواج فراوان دارد. همین موضوع، یکی از دلایل اصلی مغذی شدن پهنه‌های آبی (اتروفیکاسیون) است که پی آمد آن پسرفت کیفیت آب و تخریب زیست‌بوم در سراسر جهان است. گسترش کشاورزی و بهره گیری از نهاده‌های بیشتر در دهه‌های گذشته، به افزایش شدید اتلاف مواد مغذی از مناطق کشاورزی و همچنین تغییر در کاربری زمین شده است. مناطق مرطوب زهکشی شده اند تا تولید مواد غذایی بیشتر شود. سامانه‌های زهکشی، مواد مغذی را به همراه زهاب، به سرعت، به آب‌های سطحی منتقل می‌کنند. در نتیجه ظرفیت نگهداری طبیعی حوضه‌ها کاهش می‌یابد. در دهه‌های گذشته، فناوری‌های زیستی با هدف بهبود کیفیت آب و کاهش تلفات نیتروژن (N) و فسفر (P) از سامانه‌های زهکشی کشاورزی طراحی شده اند. انتظار می‌رود در آینده با پرداختن به دو موضوع

[1] Intensive agriculture

انرژی و امنیت غذایی، تغییرات اساسی در کاربری زمین نیز به وجود آید تا کشاورزی را بیش از پیش به محیط زیستِ بهتر نزدیک کند (کارستنسن و همکاران ۲۰۲۰ به نقل از مارتیلا و همکاران ۲۰۲۰؛ راکوویچ و همکاران ۲۰۲۰). کیفیت و کمیت آب، عناصر کلیدی در چنین تحولی هستند. بنابراین توسعه و اجرای روش‌های کاهش آلودگی در زهکشی، فرصت‌های ارزشمندی برای نوآوری در اقتصادهای زیستی[1] آینده فراهم می‌کند. این اقدامات می‌توانند افزون بر کاهش تلفات مواد مغذی به آب‌های سطحی، خدمات بیشتری، مانند ذخیره سازی آب و تولید زیست توده بیشتر، و همچنین بازیافت مواد مغذی را به محیط زیست ارائه کنند. بیشتر اقدامات کاهش آلودگی در زهکشی بر پایه افزایش نیترات‌زدایی هستند؛ یعنی فرایندی که در آن نیترات محلول در آب به نیتروژن اتمسفری تبدیل می‌شود و به جوّ باز می‌گردد. نیترات‌زدایی به محیطِ بدون اکسیژن، و در دسترس بودن کربن آلی نیاز دارد. اگر این الزامات برآورده شوند، سرعت نیترات‌زدایی توسط دما و زمان ماند هیدرولیکی[2] کنترل می‌شود که با سرعت جریان آب نسبت معکوس دارد. جریان آب از بیشتر سامانه‌های زهکشی زیرسطحی از آب آبیاری، باران و ذوب برف سرچشمه می‌گیرد و بنابراین، در مقیاس زمانی و مکانی، بسیار تغییر می‌کند. این امر عملکرد اقدامات کاهش آلودگی توسط زهکشی را در برخی از نقاط جهان به چالش می‌کشد. به عنوان نمونه، درکشورهای شمال اروپا، جایی که در طول پاییز تا اوایل بهار کود نیتروژنی به خاک داده می‌شود، به علت پایین بودن دمای آب و خاک، سرعت نیترات‌زدایی پایین است. در این سازه‌ها، افزون بر حذف نیترات، با افزایش زمان ماند هیدرولیکی، می‌توان مواد معلق مانند رسوب و فسفر ذره ای[3] (PP) را نیز کاهش داد. با این حال، شرایط نبود اکسیژن در این سازه و شرایط هیدرولوژیکی و ژئوشیمیایی محلی ممکن است منجر به انتشار خالص فسفر شود؛ یعنی مقدار فسفر آزاد شده بیش از مقداری باشد که تلف شده است.

1 Bio-economies
2 Hydraulic Retention Time, HRT
3 Particulate phosphorous, PP

۸-۳- راهکارهای حذف نیترات و فسفر کل

برای پی بردن به کارایی حذف نیترات و فسفر کل، پنج راهکار زیر با یکدیگر مقایسه شده اند:

- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد[1]؛
- بیورآکتورهای نیرات‌زدایی[2]؛
- زهکشی کنترل شده[3]؛
- نوارهای بافر[4] و بافر اشباع[5]؛ و
- مناطق بافر یکپارچه[6].

برای درک بهتر از فرصت‌ها و چالش‌های راهکارهای بهبود کیفیت زهاب، کارآیی حذف نیترات و فسفرکل (TP) در ۸۲ سایت زهکشی که بین سال‌های ۱۹۹۱ و ۲۰۱۷ در یازده کشور اروپایی تاسیس شده بودند، بررسی شد (کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰). این مطالعات در سطح میدانی و آزمایشگاهی و در شرایط آب و هوایی اروپا بود. شکل ۸-۱ تا ۸-۵ این راهکارها را نشان می‌دهند.

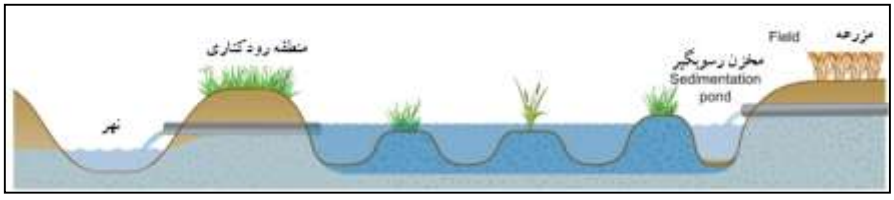
۸- ٤- مروری بر انواع تاسیسات کاهش آلودگی‌های زهکشی

۸-٤- ۱- تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد (FWS)

این تالاب‌ها از یک مخزن یا کانال رسوبگیر و چند حوضچه یا کانال دیگر تشکیل شده اند. در فاصله بین این حوضچه‌ها، خشکی‌هایی قرار دارند که در آن‌ها گیاهان با ریشه کم عمق کشت می‌شود. گیاهان این مناطق از نوع سربرآورده هستند؛ یعنی گیاهانی که ریشه آن‌ها در خاک است ولی ساقه و برگ‌های آن‌ها در هوا و آب قرار دارد. جریان آب ابتدا وارد مخزن رسوبگیر می‌شود

1 Free water surface constructed wetlands, FWS
2 Denitrifying bioreactors, DBR
3 Controlled drainage, CD
٤ از آنجا که این سازه ها، در بیشتر موارد در کنار رود قرار می گیرند، از واژه رودکنار به جای بافر استفاده شده است.
5 Saturated buffer zones, SBZ
6 Integrated buffer zones, IBZ

تا مواد جامد و فسفر ذره‌ای آن کم و بیش رسوب کند. سپس آب از روی چند حوضچه یا کانال می‌گذرد تا به خروجی برسد (شکل ۸-۱). مناطق عمیق سرعت جریان آب را کاهش و در نتیجه زمان ماند هیدرولیکی را افزایش می‌دهند تا نیترات‌زدایی و ترسیب انجام شود. گیاهانی که روی پشته‌ها کشت شده اند، کربن مورد نیاز را تامین می‌کنند. باکتری‌هایی که در محیط زندگی می‌کنند به اکسیژن و کربن نیاز دارند. از آنجا که باکتری‌ها در محیط بی هوازی کار می‌کنند و به اکسیژن دسترسی ندارند، اکسیژن مورد نیاز خود را از احیای نیترات می‌گیرند و آن را به نیتریت تبدیل می‌کنند (نیترات‌زدایی). کربن نیز منبع انرژی باکتری‌هاست.



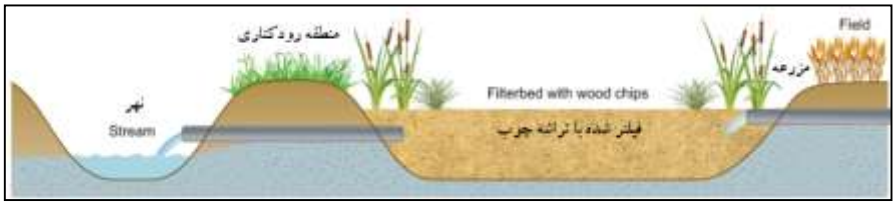
کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ۱- تالاب دارای مخزن رسوبگیر با سطح آب آزاد

این تالاب‌هاعلاوه بر بهبود کیفیت زهاب، می‌توانند مخزنی برای رواناب سطحی در پایین دست نیز باشند. تالاب‌های انسان ساخت با سطح آب آزاد بیشتر در مناطقی با خاک‌های کم نفوذ ساخته می‌شوند. در غیر این صورت، در بیشتر مواقع باید با لایه‌های ناتراوایی مانند غشاهای رسی برای جلوگیری از نشت به آب‌های زیرزمینی آب بندی شوند.

۸- ٤- ۲- بیوراکتورهای نیتراتزدایی(DBR)

در بیوراکتورها، زهاب پیش از این که به خروجی برسد، به صورت افقی یا عمودی به حوضچه‌ای پر از مواد کربن داری مانند تراشه چوب می‌رسد.



کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ۲- بیوراکتور برای تبدیل نیترات به گاز بی‌خطر

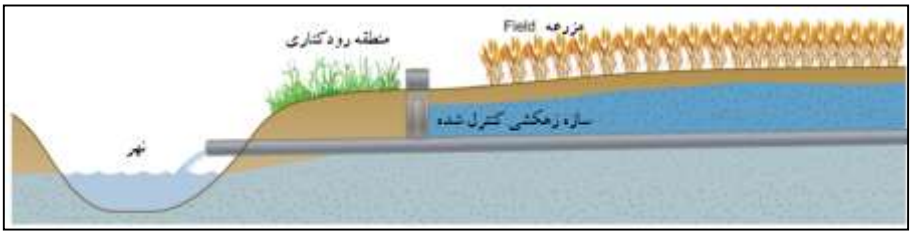
بیوراکتور می‌تواند در تماس مستقیم با هوا باشد یا با لایه‌ای از خاک پوشیده شود. کف بیوراکتور، همانند تالاب با غشاهای نفوذ ناپذیر آب بندی می‌شود تا در صورتی که خاک زیر آن نفوذپذیر باشد، از نفوذ آب به سفره آب زیرزمینی جلوگیری شود. بیورآکتورهای نیترات‌زدایی به عنوان تالاب‌های ساخته شده با جریان زیرسطحی[1]، یا بسترهای نیترات‌زدایی[2] یا فیلترهای زیستی[3] نیز شناخته می‌شوند. نخستین مطالعه آزمایشی با بیوراکتورها، در سال ۱۹۹۴ در کانادا انجام شد، که از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب الهام گرفته شده بود.

۸- ٤- ۳- زهکشی کنترل شده (CD)

زهکشی کنترل شده راهکاری برای مدیریت آب زیرزمینی است (شکل ۸-۳). زهکشی کنترل شده چرخه هیدرولوژیکی مزرعه را تغییر می‌دهد. در این چرخه، بسته به مکان و فصل، ذخیره آب در منطقه ریشه در اثر نشت، رواناب سطحی، جذب گیاه و تبخیرتغییر می‌کنند. آزمایش‌های با زهکشی کنترل شده در دهه ۱۹۷۰ در ایالات متحده برای بررسی پتانسیل افزایش نیترات‌زدایی در مزرعه آغاز شد (کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰ به نقل از ویلاردسون و همکاران ۱۹۷۰). در امریکا این

1 Subsurface flow constructed wetlands or bio-filters
2 Denitrifying beds
3 Bio-filters

راهکار به عنوان یکی از بهترین روش‌های مدیریتی شناخته شده و مشمول دریافت کمک‌های دولتی است.



کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ۳- زهکشی کنترل شده

۸- ٤- ٤- مناطق بافر اشباع(SBZ)

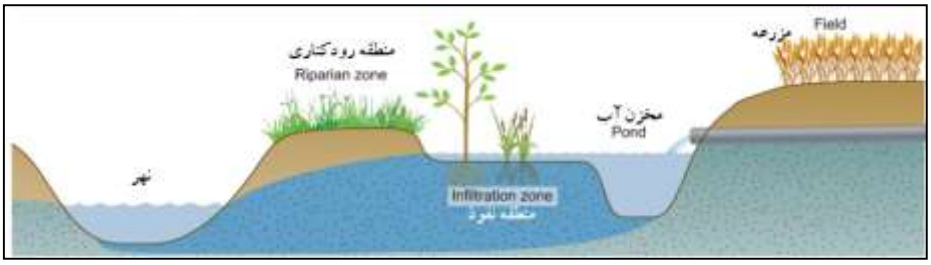
منطقه بافر، ناحیه‌ای نواری است که از یک سو به لترال زیرزمینی و از سوی دیگر به کنار رود یا زهکش روباز متصل است (شکل ۸-۴). به این ترتیب لترال نمی‌تواند زهاب را به طور آزاد به زهکش روباز تخلیه کند؛ بلکه در نقطه پایانی خود، زهاب به خاک مجاور نشت می‌کند و پس از گذر از درون خاک به تخلیه گاه می‌رسد. با اشباع شدن خاک ساحلی، شرایط بی اکسیژن ایجاد می‌شود؛ لیکن برای نیترات‌زدایی، کربن خاک نیز باید کافی باشد. لترال، چه در بالا و چه در پایین دست سازه، مشبک است. این روش جدید به تازگی (۲۰۱۴) در ایالات متحده توسعه‌یافته و آزمایش شده است.

کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ٤ - منطقه بافر اشباع

۸- ٤- ٥- مناطق بافر ترکیبی(IBZ)

این روش، ترکیبی از تالاب و منطقه بافر است. دراین راهکار، زهاب ابتدا در حوضچه‌ای که برای جذب ذرات و افزایش زمان ماند هیدرولیکی طراحی شده است، نگهداری می‌شود. پس از حوضچه، آب به یک منطقه کم عمق با پوشش گیاهی نفوذ می‌کند. خاک رویی این منطقه برداشته شده است. در این منطقه نفوذ، شرایط بدون اکسیژن ایجاد می‌شود و کربن از طریق ترشحات ریشه یا بستر گیاه تامین می‌شود.



کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ٥- منطقه بافر ترکیبی

مناطق بافر ترکیبی به تازگی در شمال غربی اروپا با هدف بهبود کیفیت زهاب و کاهش مواد مغذی در حال ترویج است. مناطق بافر ترکیبی در عین حال، کارکردهای دیگری مانند کمک به تنوع زیستی و تولید زیست توده را نیز دارند.

۸- ۵- کارایی انواع راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی

برای مقایسه کارآیی راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی، یک مطالعه فراتحلیلی[1] بر روی ۲۷۷ راهکار- سال انجام شده است. همه این راهکارها مربوط به اقدامات کنار مزرعه بوده اند. با توجه به تعداد زیاد نمونه‌ها، می‌توان به نتایج آن اعتماد زیادی داشت. این راهکارها همان‌هایی هستند که در شکل ۸-۱ تا شکل ۸-۵ نشان داده شده اند.

۸- ۵- ۱- تالاب‌های ساخته شده با سطح آزاد آب (FWS)

۸- ۵- ۱- ۱- حذف نیتروژن

میانگین وزنی به‌دست‌آمده از مطالعه فراتحلیلی نشان داد که این گونه تالاب‌ها نیترات را تا ۴۱ درصد (در محدوده ۸- تا ۶۳ درصد) کاهش می‌دهند. بازه اطمینان[2] از ۲۹ تا ۵۱ درصد متغیر است. فاصله احتمال[3] کم و بیش گسترده و از ۵ تا ۷۶ درصد متغیر است. نمودار قیف، سوگیری‌های عمده‌ای را نشان نمی‌دهد، زیرا مطالعات کم و بیش به طور یکنواخت پراکنده اند. با این حال، ناهمگنی سایت‌های انتخاب شده تا اندازه‌ای بالا است[4]. I^2 (۹۶ درصد)، و T^2 (۲۶۰ درصد) که بالاتر از σ^2

1 Meta analysis

2 Confidence Interval, CI

چنانچه میانگین قد مردان بالغ ایرانی ۱۷۰ سانتی متر باشد و ۹۰ درصد این گروه بین ۱۶۰ تا ۱۸۰ سانتی متر باشند، بازه اطمینان از ۱۶۰ تا ۱۸۰ سانتی متر و سطح اطمینان آن ۹۰ درصد است.

3 Probability Interval, PI

[4] واریانس (σ^2) نشان دهنده پراکندگی رشته ای از داده ها حول مقدار میانگین آنهاست. رشته ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ را با رشته ۲-، ۲، ۶، ۱۰ و ۱۴ مقایسه کنید. میانگین هر دو رشته ۶ است ولی اجزای رشته دومی پراکندگی بیشتری دارند.

(۷۰ درصد) است. تجزیه و تحلیل زیرمجموعه داده‌هایی که یا با خطر کمِ سوگیری روبرویند یا دوره نمونه‌برداری از آن‌ها بیش از دو سال/فصل زهکشی است نشان داد که میانگین حذف نیترات در آن‌ها بین ۴۰ تا ۴۴ درصد بود و بازه اطمینان وفاصله احتمال در آن‌ها کمی‌محدودتر از مجموعه داده‌های کامل بود (جدول ۸- ۱). مطالعاتی که در آن‌ها $N>2$ بود، T^2 کمتری داشتند، در حالی که σ^2 آن‌ها کمی‌بالاتر بود، که ناهمگنی را کاهش داد. با توجه به میانگین حسابی، کارایی حذف ۴۱ درصد (با بازه اطمینان ۲۹ تا ۵۱ درصد) بود. حذف مطلق نیترات در هر تالاب ۶۰ گرم نیتروژن در متر مربع در سال (با بازه اطمینان ۲۹ تا ۹۱) محاسبه شد.

نتایج نشان داد که این تالاب‌هابه طور قابل توجهی آلودگی نیترات خروجی را از سامانه‌های زهکشی کاهش می‌دهند. با این حال، با داشتن ضوابط طراحی گوناگون (نرخ بارگذاری هیدرولیک، اندازه سازه و نسبت ابعاد آن، دسترسی به کربن و...)، سنّ سازه و ویژگی‌های تخلیه، همگی عواملی هستندکه بر کارآیی حذف تأثیر دارند. کارایی حذف تالاب‌ها در بررسی‌های اخیر کمی بیشتر از بررسی‌های قبلی است که حذف ۳۷درصد را گزارش می‌کردند. در عوض، میانگین حذف مطلق

$$\sigma^2 = \mathrm{Var}(X) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \mu)^2$$

مربع t (t^2) آزمونی است که نشان می‌دهد که آیا واریانس دو گروه از داده ها بطور معنی دار مانند همدیگر یا مغایر یکدیگرند.

$$T^2 = (n_1 - 1).(n_2 - 2).(\sigma^2_1 / \sigma^2_2)$$

فرض کنید دو گروه داده داریم: گروه A دارای ۱۰ عدد با واریانس ۴ و گروه B دارای ۱۰ عدد با واریانس ۶. می‌خواهیم ببینیم که آیا واریانس این دو گروه بطور معنی داری برابر یکدیگرند یا خیر؟ T^2 برابر ۵۴ خواهد بود. بنابراین اختلاف واریانس دو گروه معنی دار است.

آماره I^2 درصد ناهمگونی بین نتایج مطالعات را توصیف می کند که در آن اثر شانس حذف شده است.

$$I^2 = 100\% \times (Q-df)/Q$$

بطور معمول ناهمگونی ۲۵، ۵۰ و ۷۵ درصد به ترتیب کم، متوسط و زیاد در نظر گرفته می‌شود. df درجه آزادی و Q آماره ای از مربع کای (chy squared) است.

در این بررسی‌ها کمتر از مطالعات پیشین است؛ که در آن‌ها طیف گسترده‌ای از تالاب‌های احداث شده جدید و بازسازی شده برای بهبود رواناب کشاورزی، آب رودخانه، فاضلاب خانگی و رواناب حاصل از طوفان‌های شهری بود. مقادیر مطالعات جدید بسیار کمتر بود (۱۸۱ ± ۲۵۱ گرم نیتروژن بر متر مربع درسال).

۸- ۵- ۱- ۲ حذف فسفر

میانگین وزنی به‌دست‌آمده با مطالعه فراتحلیلی نشان داد که این گونه تالاب‌ها فسفر کل را تا ۳۳ درصد (در محدوده ۱۰۳- تا ۶۸ درصد) کاهش می‌دهند. بازه اطمینان از ۱۹ تا ۴۷ درصد و فاصله احتمال نیز از ۲- تا ۶۹ درصد متغیر است. راندمان حذف از توزیع نرمال پیروی نمی‌کند. به دلیل انتشار خالص فسفرکل از چند سایت، داده‌ها به سمت چپ منحرف شده اند. نمودار قیف، پراکندگی نامتقارن از سایت‌ها را نشان داد، زیرا سایت‌هایی با انتشار فسفر کل دارای خطای استاندارد بسیار بالاتری بودند. همانطور که انتظار می‌رفت، ناهمگنی نسبتاً زیاد بود زیرا T^2 (۲۲۶ درصد) بسیار کمتر از σ^2 (۸۳۸ درصد) بود. تجزیه و تحلیل داده‌های زیر مجموعه برای حذف فسفر کل نشان می‌دهد که درصد حذف کمی‌بالاتر (۳۵ درصد) از داده‌های اولیه هستند. با این حال، σ^2 همچنان بسیار بالا است زیرا مطالعات هم حذف و هم آزادسازی فسفر کل را نشان می‌دهند. داده‌ها با جدا کردن منابع و مصارف مورد بررسی قرار گرفتند و در چهار سایت، انتشار خالص فسفر کل را نشان دادند (۴۹- درصد با بازه اطمینان ۱۸- تا ۸۳- درصد). یازده سایت نیز به عنوان مصرف کننده عمل کردند یعنی فسفر را کاهش دادند (۳۸ درصد با بازه اطمینان ۲۷ تا ۴۹ درصد). میانگین خالص حذف فسفر کل ۰/۶۸ گرم بر متر مربع در سال (۱/۱۶- تا ۲/۵۲ گرم فسفر بر متر مربع بر سال) محاسبه شد. میانگین حسابی کارایی حذف کل مواد جامد محلول (TSS) ۴۱ درصد (با بازه اطمینان ۲۸ تا ۵۴ درصد) محاسبه شد.

بررسی تالاب‌هانشان داد که آن‌ها همیشه فسفر کل را حذف نمی‌کنند. آن‌ها حتی گاهی به مقدار فسفر کل می‌افزایند. علت این موضوع را می‌توان به تحرک فسفر راکتیو محلول[1] از رسوبات کف تالاب نسبت داد.

۸- ۵- ۲- بیوراکتورهای نیترات‌زدایی (DBR)

۸- ۵- ۲- ۱- حذف نیتروژن

میانگین وزنی به‌دست‌آمده با مطالعه فراتحلیلی نشان داد که بیوراکتورها نیترات را تا ۴۰ درصد (در محدوده ۶ تا ۷۹ درصد) کاهش می‌دهند. بازه اطمینان از ۲۴ تا ۵۵ درصد متغیر است. فاصله احتمال کم و بیش گسترده و از ۹- تا ۸۹ درصد متغیر است. با توجه به میانگین حسابی، کارایی حذف ۴۴ درصد (با بازه اطمینان ۳۵ تا ۵۳ درصد) بود (جدول ۶-۱). حذف مطلق نیترات در هر بیوراکتور ۷۱۵ (با بازه اطمینان ۲۹۲ تا ۷۶۰) گرم نیتروژن در متر مکعب در سال محاسبه شد. این مقدار معادل ۵۹۴ (با بازه اطمینان ۳۳۳ تا ۸۵۵) گرم نیتروژن در متر مربع در سال است.

مطالعه فراتحلیلی نشان داد که بیوراکتورها به طور قابل توجهی انتقال آلاینده نیترات از سامانه‌های زهکشی به آب‌های سطحی را کاهش می‌دهند. کارایی حذف در بیشتر موارد، دامنه تغییرات بالایی را نشان می‌دهد، که بازتاب تفاوت آن‌ها در طراحی، سن، نرخ بارگذاری نیترات و.... بین سایت‌های مورد مطالعه است. بسیاری از مکان‌های مورد مطالعه، پایلوت‌های آزمایشی هستندکه تنها برای بررسی و شناسایی عوامل مؤثر بر عملکرد ایجاد شده‌اند. به عنوان نمونه، راندمان حذف پایین را می‌توان به اندازه ناکافی حجم سازه که موجب کم شدن زمان ماند هیدرولیکی می‌شود نسبت داد. بر این اساس، میانگین راندمان حذف به دست آمده از مطالعه فراتحلیلی به احتمال زیاد یک تخمین محافظه کارانه به حساب می‌آید زیرا بسیاری از سایت‌های با طراحی غیربهینه نیز در این مطالعات دخالت داده شده اند.

1 Dissolved Reactive P (DRP)

۸- ۵- ۲- ۲- حذف فسفر

در میان داده‌ها، مقدار فسفر کل تنها در دو مطالعه برای تمام فصل زهکشی ارائه شده بود. از این رو، مطالعه فراتحلیلی امکان پذیر نبود. نتایج این دو مطالعه نیز تا اندازه‌ای متناقض بودند.

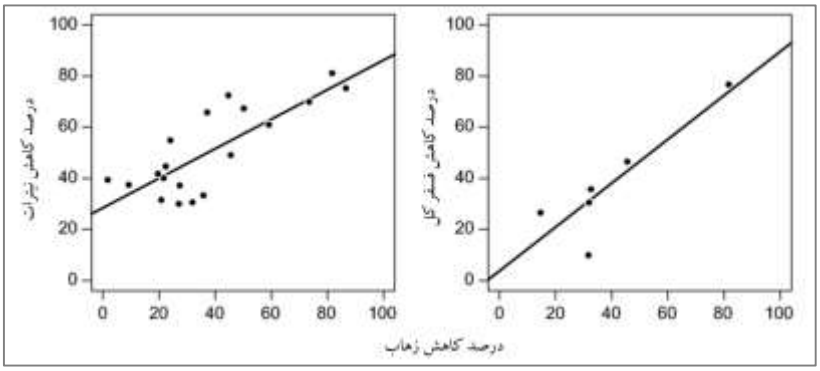
۸- ۵- ۳- زهکشی کنترل شده (CD)

میانگین وزنی به‌دست‌آمده با مطالعه فراتحلیلی نشان داد که زهکشی کنترل شده نیترات را تا ۵۰ درصد (با بازه اطمینان ۱۹ تا ۸۲ درصد) کاهش می‌دهد. بازه اطمینان از ۴۱ تا ۵۹ درصد و فاصله احتمال از ۱۹ تا ۸۱ درصد متغیر است. از آنجا که بازه اطمینان و فاصله احتمال توزیع نرمال ندارند، باید نتایج با دقت بیشتر مورد توجه قرار گیرند. با توجه به میانگین حسابی، کارایی حذف نیترات ۴۸ درصد (با بازه اطمینان ۴۰ تا ۵۶ درصد) بود. حذف مطلق نیترات به ۱/۲۰ (با بازه اطمینان ۱/۱۶ تا ۱/۲۴) گرم نیتروژن در متر مربع در سال می‌رسید که معادل ۱۲ (با بازه اطمینان ۸ تا ۱۶)کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال است.

در مطالعه گسترده دیگری، به تازگی فرانکربرگر و همکاران (۲۰۲۳) با اطلاعاتی که از ۲۹۰ پلات-سال در زمین‌های زراعی فاریاب به دست آمده بود، حذف نیتروژن را ۱۳/۳ کیلوگرم در هکتار در سال (۴۶ درصد)به دست آوردند. در همین پژوهش، حذف فسفر واکنشی محلول[1] و فسفر کل به ترتیب ۰/۰۴ کیلوگرم در هکتار (۳۴ درصد) و ۰/۰۶ کیلوگرم در هکتار (۳۶ درصد) نتیجه گیری شد.

کاهش نسبی نیترات به خوبی با کاهش نسبی جریان زهاب متناسب است (شکل ۸-۶). به عبارت دیگر، با کاهش حجم زهاب، تلفات نیتروژن و فسفر کل نیز کاهش می‌یابد و به محیط زیست آسیب کمتری وارد می‌شود.

1Dissolved reactive phosphorus



کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

شکل ۸- ٦- رابطه کاهش زهاب با کاهش نیترات و فسفر کل خروجی از زهکش‌ها

زهکشی کنترل شده به طور قابل توجهی بار نیترات را در خروجی کاهش می‌دهد. با این حال، در مطالعه آماری، ناهمگنی کم و بیش بالا بود و پراکندگی بالایی در اطراف میانگین نشان می‌داد. علت امر این است که کارایی زهکشی کنترل شده به ویژه تحت تأثیر فاصله زهکش‌ها و مدیریتی است که درسایت‌ها وجود دارد. به عنوان نمونه، عمق تثبیت سطح آب در درون خاک، به طور قابل توجهی بین سایت‌ها متفاوت بود و از ۱۵ تا ۷۵ سانتی متر تغییر می‌کرد. کارایی حذف ۴۸ ± ۱۲درصد کم و بیش در بیشتر مطالعات قبلی نیز ارائه شده است. کاهش نیترات خروجی با کاهش جریان ارتباط مستقیم دارد. اگرچه در بسیاری از مطالعات بیان شده است که زهکشی کنترل شده برای افزایش نیترات‌زدایی اجرا می‌شود، لیکن در غلظت‌های پایین نیترات، در کمتر پژوهشی به چنین دستاوردی اشاره شده است. پایین بودن نیترات‌زدایی تا اندازه‌ای به دلیل مقادیر ناکافی کربن آلی خاک، محدودیت دما یا نبود شرایط بی هوازی در خاک است. چنانچه سطح آب نزدیک‌تر به سطح زمین نگه داشته شود، بی‌تردید شرایط بی هوازی بهتری در خاک ایجاد می‌شود و نیترات‌زدایی بیشتری صورت می‌گیرد؛ لیکن این شرایط می‌تواند رواناب سطحی را افزایش دهد و/یا به عملکرد محصول آسیب برساند. آب اضافی یا در ناحیه ریشه ذخیره می‌شود یا به مسیرهای جریان ترجیحی هدایت می‌شود. اگر آب اضافی بدون عبور از شرایط مناسب نیترات‌زدایی به راه خود ادامه دهد،

نیترات حذف نخواهد شد و در نتیجه زهکشی کنترل شده اثری نخواهد داشت. به عکس، چنانچه آب از مناطق عمیق تر با شرایط احیا یا شرایط بی هوازی مساعد برای نیرات‌زدایی عبور کند، به احتمال زیاد نیترات حذف خواهد شد.

چنانچه زهکشی کنترل شده با راهکار دیگری مانند بیوراکتور ترکیب شود، کارایی حذف نیتروژن آن‌ها بیشتر می‌شود. یک نگرانی در مورد اجرای زهکشی کنترل شده این بوده است که اشباع ناحیه ریشه ممکن است باعث دفع فسفر حساس به افزایش (اکسیداسیون) و کاهش (احیا) شود، لیکن هیچ یک از مطالعات زهکشی کنترل شده، انتشار فسفر کل یا فسفر راکتیو محلول را گزارش نکرده اند.

۸- ٦- بافر اشباع(SBZ) و بافر ترکیبی(IBZ)

برای این دو فناوری نوظهور، داده‌های چندانی در دست نیست. تا کنون، تنها یک مطالعه در چندین سایت برای هر یک از این دو فناوری منتشر شده است. از این روکارایی حذف را در این گونه تاسیسات نمی‌توان با استفاده از مطالعه فراتحلیلی برآورد کرد. با استفاده از داده‌های موجود و بدون تفسیر فراتحلیلی می‌توان گفت که میانگین حسابی راندمان حذف سالانه ۷۵ درصد (با بازه اطمینان ۳۵ تا ۵۳ درصد) از نیترات در مناطق بافر اشباع است. در این مجموعه داده‌ها، بین ۶ تا ۷۷ درصد از زهاب از مناطق بافر اشباع می‌گذشت. به این ترتیب، با در نظر گرفتن تمام نیترات‌های خروجی از مزرعه، میانگین راندمان حذف نیترات ۳۷ درصد (با بازه اطمینان ۱۷ تا ۵۷ درصد) بود. حذف مطلق نیترات در هر منطقه بافر اشباع ۲۳ (با بازه اطمینان ۹ تا ۳۷) گرم نیتروژن بر متر مربع در سال بود.

برای تاسیسات بافرترکیبی، راندمان حذف سالانه نیترات، محاسبه شده به صورت میانگین حسابی، ۲۶ درصد (با بازه اطمینان ۲۰ تا ۳۲ درصد) بود (جدول ۸ -۱). حذف مطلق نیترات در هر منطقه بافر ترکیبی ۱۴۰ (با بازه اطمینان ۷۱ تا ۲۰۹)گرم نیتروژن بر متر مربع در سال بود.

راندمان حذف فسفر کل ۴۸ درصد(با بازه اطمینان ۴۰ تا ۵۶ درصد) بود، در حالی که حذف مطلق فسفر کل در بافر ترکیبی۲/۴ (با بازه اطمینان ۱/۴ تا ۳/۵)گرم فسفر بر متر مربع در سال بود.

مناطق بافر اشباع تاکنون، بیشتر در ایالات متحده آمریکا احداث شده اند و نتایج کار آن‌ها بسیار متغیر بوده است. عملکرد پایین بافرهای اشباع به انتخاب مکان آن‌ها مربوط بوده است. این مناطق یا دارای لایه‌های خاک نفوذپذیر بوده اند یا در مکان‌هایی احداث شده اند که بخش کمی‌از آب به آن‌ها هدایت می‌شود. همچنین گفته شده است که پوشش گیاهی بر کارایی بافرهای اشباع تأثیر می‌گذارد زیرا راندمان حذف بالاتر در مکان‌هایی با پوشش گیاهی چند ساله دیده شده است. این ممکن است به دلیل افزودن کربن به خاک برای کمک به نیترات‌زدایی یا افزایش تثبیت نیتروژن میکروبی توسط ریزوسفرهای توسعه‌یافته تر باشد (کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۱ به نقل از جینز و ایسن هارت، ۲۰۱۹). تعیین راندمان حذف مناطق بافر اشباع دشوار است زیرا خروجی این مناطق، خاک ساحلی و از طریق آب زیرزمینی است. در این بررسی، مناطق بافر ترکیبی کمترین میانگین راندمان حذف را در بین اقدامات کاهش دهنده آلودگی داشتند. علت این موضوع را شاید بتوان به پوشش گیاهی نسبت داد. در یک گزارش فنی از بافرهای ترکیبی نشان داده شده است که راندمان حذف این تأسیسات که در دانمارک تأسیس شده بودند، ۵۳ تا ۵۵ درصد بود. هنوز مطالعات بیشتری در مورد مناطق بافر اشباع و ترکیبی برای ارزیابی دقیق کارایی حذف مواد مغذی مورد نیاز است.

۸- ۷- کارایی حذف و عدم قطعیت اقدامات کاهش آلودگی زهکشی

تجزیه و تحلیل داده‌ها نشان داد که بار نیترات به طور قابل‌توجهی با هر پنج راهکار کاهش می‌یابد. در مورد فسفر کل، این سازه‌ها بیشتر به عنوان مخزن عمل می‌کنند، هرچند گهگاه نیز فسفر ذخیره شده در خود را به محیط تزریق می‌کنند و موجب افزایش فسفر کل در پایین دست می‌شوند. کارآیی این راهکارها به عواملی مانند طراحی، ویژگی‌های رواناب، و هیدرولوژی منطقه بستگی دارد. بسته به این عوامل، تغییرات زیادی در کارآیی حذف نیتروژن و فسفر دیده می‌شود.

جدول ۸- ۱- نتیجه کلی پژوهش فرا تحلیلی راهکارهای کاهش آلایندگی زهاب

	راهکار کاهش آلودگی	درصد تعداد متوسط گیری شده	درصد تعداد در فراتحلیل	میانگین درصد حذف ± انحراف معیار	میانگین درصد حذف در فراتحلیل ±انحراف معیار	تعداد متوسط گیری شده	میانگین حذف ± انحراف معیار (گرم بر متر مربع در سال)
نیترات نیتروژنی	تالاب	۱۸	۱۴	۴۰ ± ۱۷	۴۱ ± ۲۱	۲۱	۶۰ ± ۶۹
	بیوراکتور	۱۹	۱۲	۴۴ ± ۲۱	۴۰ ± ۲۷	۲	۵۹۴ ± ۴۸۱
	زهکشی کنترل شده	۲۰	۱۹	۴۸ ± ۱۸	۵۰ ± ۲۰	۶	۱ ± ۱
	بافرنواری	۶		۶۸ ± ۳۹		۱۳	۲۳ ± ۱۸
	بافر اشباع	۶		۳۷ ± ۲۵			
	بافر ترکیبی	۲		۲۶ ± ۴		۱۹	۱۴۰ ± ۵۰
فسفر کل	تالاب	۱۶	۱۵	۱۸ ± ۴۶	۳۳ ± ۲۸	۸	۰/۶۸ ± ۴/۱۹
	زهکشی کنترل شده	۷	۷	۲۹ ± ۲۶	۳۴ ± ۳۲	۲	۰/۰۳ ± ۰/۰۳
	بیوراکتور	۳		-۵۰ ± ۱۳۶		۳	-۵/۷۹ ± ۲۱
	بافر ترکیبی	۲		۴۸ ± ۶		۲۰	۲/۴۴ ± ۰/۷۶
کل جامدات محلول		۶		۴۱ ± ۱۶		۶	۱۵۵۵ ± ۹۳۶

کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰

در مقایسه کارآیی حذف، به شرایط محلی باید توجه ویژه‌ای داشت. کارآیی حذف مطلق به شدت به بارگذاری مواد مغذی در سیستم بستگی دارد. نرخ بارگذاری هیدرولیک[1] مواد مغذی توسط غلظت مواد مغذی در آب تعیین می‌شود که از سایتی به سایت دیگر بسیار متغیر است. به عنوان مثال، برای بیوراکتور، نرخ بارگذاری ویژه نیترات در هر سایت به طور قابل ملاحظه‌ای متفاوت بود (۲۲۱ تا ۱۱۵۳۳ گرم نیتروژن در هر متر مربع راکتور در سال). بارگذاری هیدرولیک از سالی به سال دیگر

1Hydraulic Loading Rate

نیز متفاوت است. با افزایش سن بیوراکتور، دامنه تغییرات بیشتر می‌شود. تعیین حذف مطلق نسبت به مساحت سطح هر حوضه نیز مهم ولی دشوار است و عدم قطعیت بیشتری را به برآورد حذف اضافه می‌کند. نرخ بارگذاری هیدرولیک بر حذف نسبی نیز تأثیر می‌گذارد. کارایی حذف با کاهش نرخ بارگذاری هیدرولیک افزایش می‌یابد (کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰ به نقل از ویمازال، ۲۰۱۷ و هافمن و همکاران،۲۰۱۹). دما نیز به همان اندازه مهم است.

کمی‌کردن بارگذاری و حذف مواد مغذی تا اندازه‌ای دشوار است. برآوردها به ویژه به مقدار جریان آب و دفعات نمونه برداری از مواد مغذی بستگی دارد. تخمین نگه داشت فسفر کل در سامانه دشوارتر و نامشخص تر از نیترات است، زیرا غلظت فسفر کل در زهاب زیرزمینی با گذشت زمان به سرعت تغییر می‌کند، به ویژه هنگامی‌که دبی جریان زیاد باشد. گر چه غلظت نیترات نیز تمایل به تغییر دارد، لیکن تغییر آن تدریجی است.

۸- ۸- قابلیت کاربرد نتایج در کشاورزی

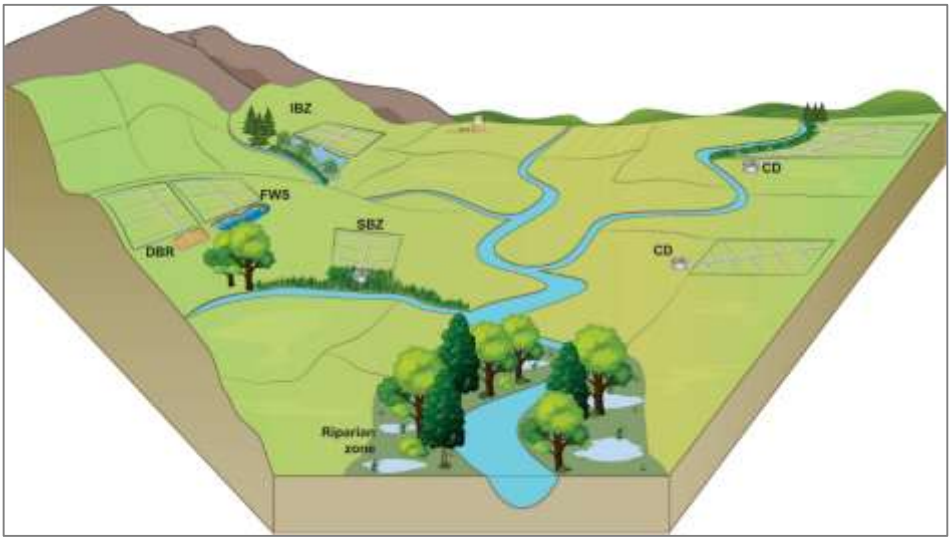
در مزارع کشاورزی که دارای سامانه‌های زهکشی هستند، از پنج راهکار کاهش آلودگی زهکشی می‌توان استفاده کرد؛ لیکن برای بهینه سازی عملکرد آن‌ها و کاستن از هزینه‌ها، کاربرد هر یک از آن‌ها به تنهایی نیز باید به دقت ارزیابی شود. اندازه و ظرفیت کار هر یک از این راهکارها متفاوت است. اگر نسبت اندازه سازه به حوضه آبریز یا منطقه زهکشی شده مورد نظر باشد، می‌توان گفت که این نسبت به ترتیب از بزرگ به کوچک به شکل زیر است:

FWS > SBZ > IBZ > DBR

بیوراکتورها > بافر ترکیبی > بافر اشباع > تالاب‌های با سطح آب آزاد

تنها این نسبت نیست که به انتخاب راهکار مناسب کمک می‌کند؛ بلکه هزینه، شیب، نوع خاک و عوامل اقلیمی‌نیز تعیین کننده نوع راهکار و مکان مناسب اجرای آن هستند(شکل ۸- ۷). زمین‌های

مسطح (با شیب کمتر از ۱ درصد) برای اجرای زهکشی کنترل شده مناسب هستند زیرا یک سازه کنترلی واحد، بر یک منطقه بزرگ تأثیر می‌گذارد. با این حال، با پیشرفت تکنولوژی شیرهایی ساخته شده اند که با استفاده از آن‌ها می‌توان زهکشی کنترل شده را در زمین‌های شیبدار نیز به کار برد. در زمین‌های با شیب ملایم، تالاب، بیوراکتور و بافر اشباع به شیب هیدرولیکی برای حرکت آب در سیستم‌ها نیاز دارند. بهتر است که شیب هیدرولیک در تالاب‌ها و بیوراکتورها دست کم ۲تا ۳درصد و شیب زمین برای بافر اشباع بین ۲ تا ۸ درصد باشد (کارستنسن و همکاران، ۲۰۲۰ به نقل از تومر و همکاران، ۲۰۱۷). روش بافر ترکیبی برای زمین‌های شیبدار مناسب است زیرا برای حرکت آب به شیب هیدرولیکی دست کم ۴ درصد نیاز دارد (شکل ۸- ۷). روش بافر ترکیبی در زمین‌های شیبدار ممکن است رواناب سطحی را نیز دریافت کند.



شکل ۸- ۷- مدل مفهومی‌جانمایی سازه‌های کاهش آلودگی زهاب

افزون بر موارد فنی و مهندسی، کشورها ممکن است مقررات خود را داشته باشند که رعایت آن‌ها نیز الزامی‌است و در انتخاب راهکار باید به این موضوع نیز توجه شود. به عنوان نمونه، تالاب انسان ساخت در دانمارک، تنها در صورتی می‌تواند در یک مکان خاص اجرا شود که رس خاک آن بیش از ۱۲ درصد و سطح زهکشی شده آن بزرگتر از ۲۰ هکتار باشد و هر هکتار از تالاب بیش از ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن را در هر سال حذف کند.

۸- ۹- ارائه خدمات به زیست‌بوم

انتخاب، اجرا و طراحی راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی باید به طور ایده آل عرضه خدمات زیست‌بوم را بیشینه و محصولات جانبی نامطلوب را کمینه کنند. بنابراین، مدیریت و طراحی راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی نباید تنها بر کاهش مواد مغذی متمرکز شود، بلکه باید محصولات جانبی تخریب کننده محیط زیست را نیز در نظر گرفت. برخی از این عوامل منفی را می‌توان با مکان یابی و/یا طراحی مناسب کمینه کرد. به عنوان نمونه، انتشار فسفر راکتیو محلول و متان از تأسیسات دارای محدودیت نیترات گزارش شده است. این در حالی است که سایر فرایندها نیز نیاز به بررسی بیشتر دارند (به عنوان نمونه انتشار اکسید نیتروژن و از دست دادن کربن آلی محلول).

آلاینده‌هایی که با این راهکارها حذف می‌شوند، در جایی از سامانه باقی می‌مانند. به عنوان نمونه، فسفر یا با برداشت گیاه به درون محصول قابل فروش می‌رود و یا در رسوب باقی می‌ماند. بخش باقی‌مانده در رسوب را باید به نحوی حذف کرد. یکی از روش‌ها ممکن است ترکیبی از راهکارهای کاهش آلودگی باشد. فیلتر فسفر یکی از این راهکارهاست (کانگا و همکاران ۲۰۱۶؛ کریستینسون و همکاران ۲۰۱۷).

راهکارهای کاهش آلودگی زهکشی می‌توانند با هم افزایی با امکانات محیط اطراف، به خدمات بیشتر به زیست‌بوم کمک کنند. به عنوان نمونه، کمک به تنوع زیستی، ذخیره آب، پالایش گیاهی یا تامین زیست توده. نمونه‌های کنونی ارائه خدمات چندگانه به زیست‌بوم، ترکیبی از زهکشی کنترل شده، آبیاری زیرزمینی و ذخیره آب است که می‌تواند اوج جریان را در بهار کاهش دهد و از تنش

کوتاه مدت کم آبی در دوره‌هایی که گیاهان با بارش کمتر روبرو هستند، بکاهد یا از بین ببرد. علاوه بر این، آبیاری زیرزمینی می‌تواند عملکرد محصول را افزایش دهد.

ترکیب تالاب با حوضچه ته نشینی می‌تواند نمونه‌ای دیگر از یک ترکیب ساده باشد. این گونه ترکیب‌ها با توجه به پتانسیل انطباق و هم افزایی با امکانات اطراف، فرصت‌های نوآورانه‌ای را در اقتصادهای زیستی آینده فراهم می‌کنند. این کارها می‌توانند تلفات مواد مغذی را کاهش دهند و در عین حال خدمات زیست‌بومی پر شماری را نیز ارائه کنند. استفاده مجدد از مواد مغذی، تولید زیست توده، تنوع زیستی و غیره از جمله این خدمات به شمار می‌روند.

۸- ۱۰- چشم انداز: فرصت‌ها و چالش‌ها برای اجرای راهکارهای کاهش آلودگی در مقیاس حوضه آبریز

اجرای موثر راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی مستلزم یک رویکرد جامع در مقیاس حوضه شامل خدمات زیست‌بوم و توجه به اثرات جانبی منفی است. این امر مستلزم درک مسیرهای جریان در مقیاس حوضه است که بر کیفیت آب‌های زیرزمینی و سطحی تأثیر می‌گذارند. برای این کار، اطلاعات دقیق در مورد مسیرهای جریان مواد مغذی و شبکه زهکشی مورد نیاز است.

باید تاکید کرد که راهکارهای گفته شده تنها زهاب را مورد توجه قرار می‌دهد، در حالی که سایر راهکارهای کاهش دهنده آلاینده‌ها، مانند کشت گیاهان پوششی یا تالاب‌های بازسازی شده طبیعی مورد توجه نبوده اند. در نتیجه، ضروری است که راهکارهای کاهش دهنده آلاینده‌های زهکشی، با راهکارهای مدیریتی مزرعه همراه شوند تا بهتر بتوانند آثار زیانبار سموم دفع آفات، نیتروژن یا فسفر را کم کنند. انتخاب مناسب‌ترین راهکار و پرهیز از کارهایی که سازگاری کمتری دارند، مستلزم همکاری بین بازیگران گوناگون در حوضه است تا منافع همه ذینفعان همسو شود (هاشمی‌و کرونوانگ ۲۰۲۰).

علاوه بر در نظر گرفتن شرایط جغرافیایی و اقلیمی‌محلی برای انتخاب و استفاده از راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی، باید تغییرات اقلیم و کاربری زمین نیز در نظر گرفته شود. پیش‌بینی می‌شود که تغییرات اقلیمی‌باعث بروز رویدادهای بارندگی شدیدتر و خشکسالی‌های تابستانی طولانی‌تر شود. افزایش دمای پیش‌بینی‌شده ممکن است عملکرد راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی را بهبود بخشد. تغییرات انسانی در کاربری زمین و مدیریت آب و خاک، تغییر از اقتصاد سبز به یک اقتصاد زیستی جدید را نوید می‌دهد. اقتصادی که ممکن است مستلزم گسترش بیشتر کشاورزی و تشدید کاربری‌های زمین مانند کشاورزی و جنگل‌داری باشد. تقاضا برای زهکشی و در نتیجه نیاز به اجرای راهکارهای کاهش آلودگی‌های زهکشی برای کاستن از تلفات مواد مغذی افزایش خواهد یافت.

فصل نهم

مدیریت جامع زهکشی در مزرعه

۹- ۱- پیش‌گفتار

مشکلات دیرپای نمک، سلنیوم، بُر و عناصر طبیعی دیگر موجود در منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی، گریبان مناطق کشاورزی سراسر غرب دره سن یواکین در غرب ایالات متحده را فرا گرفته است. انباشتگی این مواد ناشی از وجود لایه‌های رسی متراکم در خاک و زهکشی طبیعی ناکافی است.

سامانه مدیریت جامع زهکشی در مزرعه[1] برای مدیریت این مشکلات ارائه شده است. این سامانه، به همراه سامانه مدیریت آبیاری پیشرفته و کاربردی، آب قابل استفاده را افزایش می‌دهد واستفاده دو و چندباره از زهاب را برای تولید محصول و کمینه کردن خطرات نمک و سلنیوم فراهم می‌آورد. بهبود کیفیت آب و محیط زیست می‌تواند نتیجه عملکرد این سامانه باشد.

مدیریت جامع زهاب، ابتدا آب آبیاری را به محصولات حساس به نمک و با ارزش بالا تخصیص می‌دهد و از زهاب آن برای آبیاری محصولات مقاوم به نمک، درختان و گیاهان هالوفیت استفاده می‌کند. به این ترتیب، نمک و سلنیوم از سامانه کشاورزی حذف می‌شود و حتی می‌تواند به بازار عرضه شود.

این سامانه، به زهاب دارای نمک به عنوان فرصتی برای استفاده نگاه می‌کند؛ به جای آن که آن را به عنوان مشکلی زیست‌محیطی در نظر بگیرد. به بیان ساده، در این روش، کشاورز به طور پیاپی از زهاب برای تولید محصولاتی با درجات گوناگون تاب آوری نمک استفاده می‌کند. در پایان زنجیره آبیاری با زهاب، حوضچه‌ای تبخیری قرار دارد که زهاب نهایی در آن با استفاده از نیروی تبخیری

---

1 Integrated on-Farm Drainage Management (IFDM)

خورشید، تبخیر می‌شود و نمک به صورت بلور در می‌آید. مقداری از سلنیوم در خاک باقی می‌ماند و مقداری نیز که در زهاب وجود دارد، در بلورهای نمک جای می‌گیرد(شکل ۹-۱). در این روش، بلورها جمع می‌شوند و آب آلوده‌ای به طبیعت باز نمی‌گردد. استفاده از این سامانه برای مدیریت نمک و آب در زمین‌های کشاورزی زهدار دو هدف اصلی دارد:

- استفاده از زهاب به عنوان منبعی برای تولید محصولات قابل فروش، و
- مدیریت نمک و سلنیوم در زهاب بدون این که این مواد از مزرعه بیرون بروند.

سامانه جامع زهکشی می‌تواند جایگزینی مناسب برای آیش‌گذاری زمین‌های زهدار باشد. پس از بهینه شدن سامانه‌های آبیاری که در آن راندمان مصرف آب بیشینه و حجم زهاب کمینه می‌شود، می‌توان سامانه جامع زهکشی را طوری طراحی کرد که کشاورز بتواند زهاب حاصل را در مزرعه خود مورد استفاده قرار دهد.

۹- ۲- یک سامانه جامع زهکشی در کالیفرنیا

یک سامانه جامع زهکشی، که به مدت هفت سال به طور آزمایشی، در مزرعه رد راک[1] اجرا و بهره‌برداری شد، نشان داده است که استفاده از آن در مقیاس بزرگ ممکن و عملی است. چندین مزرعه و سازمان دیگر آب نیز مشابه آن را در مناطق خود پیاده کرده اند. توانمندی سامانه جامع زهکشی توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده مورد تایید قرار گرفته و اعطای کمک هزینه برای آموزش کشاورزان و متخصصان را به رسمیت شناخته است. نهادهای مهم دیگری مانند وزارت خواربار و کشاورزی کالیفرنیا و سازمان حفاظت منابع طبیعی امریکا نیز از اجرای این طرح‌ها پشتیبانی می‌کنند.

1 Red Rock Ranch

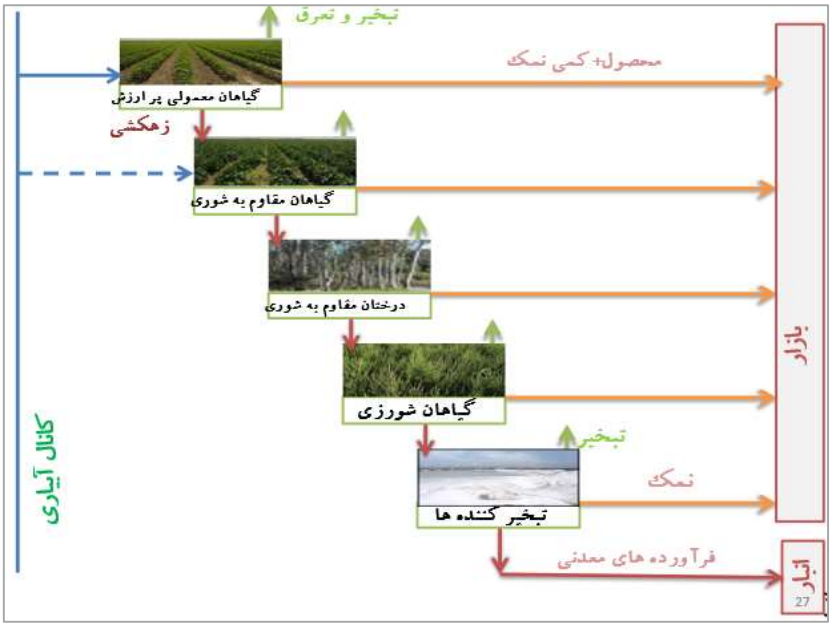
۹- ۳- نیاز به اجرای چنین طرحی در کالیفرنیا

امریکا به موجب قراردادی متعهد است آب جاری رودخانه کلرادو را در خلیج مکزیک، با کیفیت معینی به مکزیک تحویل دهد. آبگیری از رودخانه کلرادو در مسیر طولانی خود در خاک امریکا ده‌ها بار انجام می‌شود و زهاب آن نیز ده‌ها بار به رودخانه باز گردانده می‌شود. به این ترتیب است که به تدریج، آب شورتر و آلوده تر می‌شود. بدون یافتن راهی مناسب برای زهکشی، گزینه‌های کشاورزان برای پاکسازی زمین خود از نمک به شدت محدود می‌شود. عملکرد گیاهان با رسیدن نمک‌ها و بُر به ناحیه ریشه گیاه، کاهش می‌یابد و انتخاب محصولی که بتواند سودآور باشد، محدود می‌شود.

طرح جامع زهکشی به این منظور پا گرفت که نمک‌ها و آلودگی‌های دیگر، در همان جایی که تولید می‌شوند، از میان برداشته شوند و به پایین دست انتقال پیدا نکنند. مسمومیت پرندگان آبزی، ناشی از آلودگی سلنیوم، نیز موجب نگرانی دوستداران محیط زیست بود. این طرح می‌توانست به کاهش این مشکل نیز کمک کند. زهاب منطقه تا ۱۹۸۶در مخزن کسترسون[1] جمع آوری می‌شد و به خلیج انتقال می‌یافت. در این سال، مخزن یاد شده بسته شد.

سامانه جامع زهکشی شرایطی را برای انجام کشاورزی مقرون به صرفه و پایدار در زمین‌هایی که پیش از آن مشکلات شدید شوری و در نتیجه کاهش عملکرد و بهره‌وری داشتند، ایجاد کرده است. استفاده از تجربیات مزرعه آزمایشی ردراک، دیگرانی را به انجام این کار تشویق کرده است. امروزه مزایای این روش برای کمک به کاهش زهاب، بُر و سلنیوم و نیز حفاظت از کیفیت آب رودخانه‌ها، منابع آب زیرزمینی، خاک و محیط زیست، توسط مدیران آب، کشاورزان و رهبران سیاسی آشکار شده است. افزون بر این، مشخص شده است که مفاهیم مدیریت جامع زهکشی می‌تواند با برنامه‌های مدیریت منطقه‌ای آبیاری و زهکشی سازگار باشد. اجزای اصلی این روش شامل کنترل منبع آب، استفاده پیاپی از زهاب و تصفیه و/یا دفع آن است (شکل ۹-۱).

1 Kesterson



شکل ۹-۱- سامانه جامع زهکشی در مزرعه

۹- ٤- مدیریت شوری با سامانه جامع زهکشی

کشاورزی در مناطق با شوری خاک بالا، گزینه‌های زیادی در باره نحوه مدیریت نمک در زمین‌های کشاورزی باقی نمی‌گذارد. گزینه‌های باقی‌مانده متفاوتند و به شرایط فیزیکی درون مزرعه و اقتصاد بستگی دارند. کلید موفقیت هر برنامه مدیریت زهکشی، بهبود راندمان آبیاری است. هر چه آبیاری کارآمدتر باشد، حجم کمتری از زهاب باید مدیریت شود. نکاشت گذاری زمین، استفاده مجدد از زهاب و استفاده پیاپی از زهاب، تعدادی از گزینه‌های شناخته شده هستند.

۹- ٤- ۱- نکاشت گذاری

نکاشت دایمی[1] یا بازنشستگی زمین، کنار گذاشتن دائمی‌زمین‌های کشاورزی از تولیدات زراعی است. با این حال، نگرانی‌هایی در مورد نکاشت دایمی‌زمین‌هایی که همواره تولید کننده بوده‌اند وجود دارد. برخی از این نگرانی‌ها عبارتند از: شورتر شدن خاک، تاثیر بر حیات وحش، تغییر در فرسایش و رسوب، انتقال نمک توسط باد و تاثیر اقتصادی بر جوامع کوچک.

۹- ٤- ۲- استفاده دوباره از زهاب؛ کلیات

درباره استفاده دوباره از زهاب، در جای‌جای این کتاب مطالب بیشتری ارائه شده است. در اینجا بسیار کوتاه به روش‌های کاربرد آن اشاره می‌شود.

۹- ٤- ۲- ۱- استفاده دوباره منفرد

در این روش، زهاب زیرزمینی تنها یک بار برای آبیاری محصولات مقاوم به شوری ویا علوفه استفاده می‌شود.

۹- ٤- ۲- ۲- استفاده چرخشی

در این روش، از آب آبیاری با کیفیت مناسب برای هر مرحله رشد گیاه استفاده می‌شود. گیاهان در مراحل گوناگون رشد خود، نسبت به شوری تاب آوری متفاوتی دارند. به عنوان نمونه، استفاده از آب آبیاری با کیفیت بالاتر در طول جوانه زنی و استقرار گیاه ضروری است. سپس، گیاه با رشد خود، به طور معمول تاب آوری بیشتری پیدا می‌کند. در این مرحله‌ها می‌توان آبی با کیفیت پایین‌تر را نیز مورد استفاده قرار داد.

1 Land retirement

۹- ٤- ۲- ۳- اختلاط

مخلوط کردن یا اختلاط روشی برای استفاده دوباره از زهاب است. با این تکنیک، محصولات با مخلوطی از آب آبیاری و زهاب آبیاری می‌شوند. با استفاده از این روش می‌توان محصولات حساس به شوری بیشتری نسبت به استفاده دوباره منفرد کشت کرد.

۹- ٤- ۲- ٤- استفاده پی در پی

در استفاده پی در پی، زهاب جمع‌آوری می‌شود و روی محصولاتی با درجه‌ی تاب آوری نمک بیشتر اعمال می‌شود. استفاده پی در پی از زهاب در واقع یک سامانه IFDM ناقص یا جزئی است. به عبارت دیگر همان سامانه جامع زهکشی است، بدون مرحله تبخیر زهاب.

مرحله نهایی یک سامانه IFDM از یک تبخیرکننده خورشیدی برای "فرآوری" مرحله نهایی زهاب استفاده می‌کند و نمک به دست آمده از آن به طور بالقوه قابل فروش است.

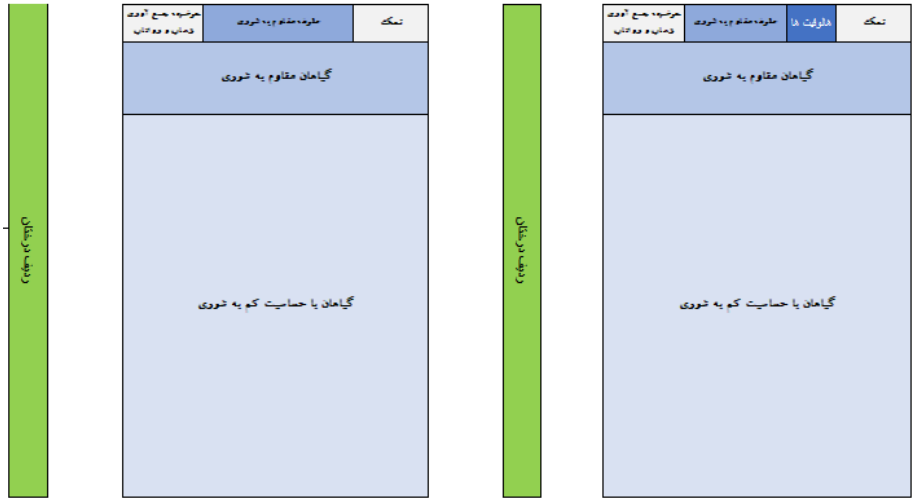
مدیریت جامع زهکشی بر آن دارد که:

- مقدار نمک و سلنیوم خاک را با کمک آبیاری کاهش دهد؛
- زهاب کشاورزی را از مزرعه جمع کند و از آن به صورت پیاپی برای آبیاری محصول بعدی استفاده کند؛ تا جایی که حجم باقی‌مانده زهاب کاهش قابل ملاحظه‌ای پیدا کند و غلظت نمک در آن به مقدار زیادی بالا برود؛
- زهاب باقی‌مانده را به تبخیرکننده خورشیدی منتقل کند تا در آن آب اضافی تبخیر شود و به نحوی نمک باقی‌مانده آن مدیریت شود؛ و
- از تخلیه زهاب کشاورزی به خارج از مرز مزرعه پیش‌گیری کند.

۹- ۵- اجزای سامانه جامع زهکشی

سامانه جامع زهکشی، در حالت کلی از قسمت‌های زیر تشکیل می‌شود:

- نوارهای مرزی از درختان برای قطع جریان آب زیرزمینی در قسمت بالادست جریان آب؛
- سه یا چهار منطقه تولیدی جداگانه، که هر کدام دارای سامانه زهکشی زیرزمینی، مخزن، پمپ‌ها و لوله‌کشی هستند تا زهاب جمع آوری شده را به قسمت بعدی و در پایان به حوضچه تبخیر انتقال دهند؛ و
- یک تبخیرکننده خورشیدی.



شکل ۹-۲- سامانه جامع زهکشی در مزرعه اندرو در کالیفرنیا؛ چهار مرحله‌ای (راست) و سه مرحله‌ای (چپ)

۹- ۵- ۱- نوار مرزی درختان

نوارهای مرزی درختان زمانی مفید هستند که سطح آب زیرزمینی در محل بالاتر از سه متر باشد. در این صورت، این درختان می‌توانند بخشی از زهاب زیرزمینی را جذب و آن را تعرق کنند. مزایای ارائه نوارهای درختی عبارتند از:

- به عنوان بادشکن عمل می‌کنند؛ و
- همانند زهکشی زیستی، بخشی از آب زیرزمینی را پایین می‌اندازند.

به طور معمول، نوار مرزی درختان در بالادست سامانه قرار داده می‌شود. با ترکیب این روش با زهکشی زیستی، می‌توان در کنار قطعات زراعی نیز از این درختان استفاده کرد. درختانی مانند اکالیپتوس به دلیل توانایی در استفاده از حجم زیاد آب، و برای تحمل سرما و نمک، برای این منظور مناسبند. اکالیپتوس شوری ۸۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ پی پی ام را تحمل می‌کند.

۹- ۵- ۲- مناطق تولید محصولات زراعی

منطقه تولید محصول با مرحله ۱ شروع می‌شود که در آن از آب آبیاری برای تولید محصولات حساس به نمک و با ارزش بالا استفاده می‌شود. مراحل ۲، ۳ و ۴ از نسبت‌های متفاوتی از رواناب انتهای قطعه آبیاری، زهاب و آب شیرین برای تولید محصولاتی استفاده می‌کنند که می‌توانند درجات گوناگون شوری را تاب بیاورند.

مرحله ۱ بزرگ ترین بخش سامانه IFDM است. یک شبکه زهکشی زیرزمینی که به خوبی طراحی شده باشد، امکان آبشویی سریع نمک‌های وارد شده با آب آبیاری را فراهم می‌آورد. زمین‌های زیر کشت مرحله ۱ پس از یک تا سه سال، می‌تواند برای تولید محصولات با ارزش بالا ولی حساس به شوری، مانند انواع سبزیجات که بیشترین بازده اقتصادی را فراهم می‌کنند، مناسب باشد.

مرحله ۲ دومین بخش بزرگ سامانه IFDM و نخستین گام در استفاده از زهاب است. در این مرحله، زهاب زیرزمینی شور مرحله نخست با رواناب آبیاری انتهای قطعه آبیاری مخلوط می‌شود. نمونه‌های زراعی قابل کشت شامل پنبه، گوجه فرنگی، چغندر قند، کلزا و یونجه است.

مرحله ۳ کوچکترین بخش تولید محصول در سامانه IFDM و دومین مرحله در کاهش حجم زهاب است. محصولات مقاوم به شوری با زهاب زیرزمینی مرحله ۲ آبیاری می‌شوند. در این مرحله،گیاهان علوفه‌ای مقاوم به شوری یا هالوفیت‌ها کشت می‌شوند. اگر شوری زهاب مورد استفاده کمتر از ۱۵ دسی زیمنس بر متر باشد، کاشت گیاهان علوفه‌ای توصیه می‌شود.

مرحله ٤ می‌تواند برای کاهش بیشتر حجم زهاب دراین سامانه گنجانده شود و با زهاب زیرزمینی مرحله ۳ آبیاری شود. در مرحله ۴ فقط هالوفیت‌ها کاشته می‌شوند؛ گیاهانی که شوری شدید را تحمل می‌کنند (شوری آب کاربردی بالای ۱۵ دسی زیمنس بر متر). زهاب این مرحله به تبخیر کننده منتقل می‌شود.

۹- ۵- ۳- سامانه زهکشی زیرزمینی

هدف از سامانه زهکشی زیرزمینی عبارت است از:

- کنترل سطح ایستابی برای کشاورزی؛ و
- بهبود آبشویی خاک از نمک.

فاصله، عمق و تعداد زهکش‌ها در سامانه IFDM تحت تأثیر نوع خاک و اقتصاد طرح است.

۹- ۵- ٤- تبخیرکننده خورشیدی

هدف تبخیرکننده خورشیدی، تبخیر آب به شکلی قابل قبول است. تبخیر کننده‌های خورشیدی باید توسط مهندس عمران یا کشاورزی یا زمین شناس خبره طراحی شوند.

"تبخیرکننده خورشیدی" بخشی از زمین مزرعه است که با تجهیزات مربوط به آن، همه شرایط زیر را برآورده می‌کند:

- برای مدیریت زهاب کشاورزی تخلیه شده از سامانه IFDM طراحی و اجرا می‌شود؛
- مساحت زمین تبخیرکننده خورشیدی برابر یا کمتر از ۲ درصد مساحت زمینی است که توسط سامانه IFDM مدیریت می‌شود؛
- زهاب کشاورزی از سامانه IFDM توسط آبپاش‌های آبیاری بارانی در هوا پخش می‌شود تا سرعت تبخیر را بیشتر کند. آب پاش‌ها باید طوری زمان بندی و آرایش شده باشند که روانابی تولید نشود؛

- مقدار آورد زهاب کشاورزی از یک طرف و سرعت تبخیر از تبخیرکننده خورشیدی، از طرف دیگر، باید برابر باشند تا اطمینان کافی فراهم شود که شورابه‌ای به سفره زیرزمینی نمی‌رسد و آن را آلوده نمی‌کند. برای آسان تر کردن کار، می‌توان کف تبخیرکننده را با ژئوممبران یا ماده نفوذناپذیر دیگری پوشاند.

"حوضه آبریز تبخیر کننده[1]" به معنای منطقه‌ای در محدوده یک تبخیرکننده خورشیدی است که هر آب غیر راکدی را دریافت می‌کند. «آب راکد» به معنای آبی است که در هر سطحی عمق بیشتر از یک سانتی مترداشته باشد و دست کم ۴۸ ساعت روی زمین بماند.

کل منطقه حوضه آبریز تبخیر کننده باید بطور دائم و پیوسته با توری پوشانده شود، یا به نحوی طراحی، ساخته و بهره برداری شود تا پرندگان نتوانند به آب راکد داخل حوضه تماس پیدا کنند. گلخانه‌ها و سکوهای خورشیدی را نیز می‌توان طوری طراحی کرد که دمای محیط را از طریق تابش خورشیدی افزایش دهند و نیز آب مقطر تبخیر شده از زهاب را جمع آوری کنند. در نظر گرفتن گلخانه و سکوی خورشیدی تنها برای طرح‌های بزرگ مقیاس می‌تواند مناسب باشد و در مزرعه کوچک امکان پذیر نیست.

در طراحی تبخیرکننده‌ها بارش ۲۴ ساعته با دوره بازگشت ۲۵ سال و سیل با دوره بازگشت ۱۰۰ سال در نظر گرفته می‌شوند.

۹- ٦- مدیریت نمک

در تبخیرکننده‌های خورشیدی که به طور پیوسته کار می‌کنند، نمک انباشته شده باید جمع آوری و از آن خارج شود. زمان تخلیه هنگامی‌است که اثربخشی و کارآیی تبخیرکننده خورشیدی کاهش قابل ملاحظه‌ای پیدا کند.

در این راستا، یکی از سه الزام زیر باید توسط مالک یا بهره بردار انتخاب و اجرا شود:

1 Water catchment basin of a solar evaporator

- نمک تبخیری انباشته شده در تبخیرکننده خورشیدی متناسب با کشش بازار برداشت شده و از آن خارج و فروخته شود یا برای اهداف تجاری، صنعتی یا سایر اهداف سودمند دیگر مورد استفاده قرار گیرد.
- نمک انباشته شده در تبخیرکننده خورشیدی را می‌توان برای یک سال، قابل تمدید پس از بازرسی سالانه، انبار کرد. انبار باید نسبت به باد، آب و حیات وحش غیر قابل نفوذ یا دسترسی باشد.
- نمک انباشته شده در تبخیرکننده خورشیدی را باید به شیوه‌ای ایمن دفع کرد.

۹- ۷- ارزیابی و ملاحظات منطقه طرح

هنگامی که کشاورز از چگونگی کار و مزایای سامانه IFDM آگاه شد، می‌تواند به سمت طراحی و اجرای پروژه حرکت کند. در مرحله طراحی، مشاوره با متخصصین واجد شرایط ضروری است. ارزیابی سایت باید از دیدگاه‌های اقلیم، آب‌های زیرزمینی، خاک، کشاورزی و سامانه زهکشی زیرزمینی صورت پذیرد

.

۹- ۷- ۱- اقلیم شناسی

عواملی که در تبخیر اثر زیادی دارند، دما، نم نسبی و بارش هستند. دمای بالا و نم نسبی پایین موجب افزایش سرعت تبخیر می‌شوند. بارش بر خلاف تبخیر اثر می‌کند. باد نیز بر مقدار تبخیر اثرگذار است ولی از سوی دیگر خطر بادبردگی نمک را به همراه دارد. بنابراین از نظر طراح به خطر باد، بیش از افزایش سرعت تبخیر توجه می‌شود.

۹- ۷- ۲- آب زیرزمینی

از دیدگاه آب‌های زیرزمینی، چهار موضوع اصلی باید مورد مطالعه قرار گیرد:

- کیفیت آب زیرزمینی؛

- مقدار آب زیرزمینی؛
- جریان آب زیرزمینی منطقه ای؛ و
- عمق سطح ایستابی در مزرعه.

در هر یک از اینها نوسانات فصلی نیز وجود دارد، بنابراین مهم است که مطمئن شد که دوره ارزیابی تمام فصول را در بر می گیرد.

کیفیت آب زیرزمینی: اجزای تشکیل دهنده‌ای که به طورمعمول آزمایش می‌شوند عبارتند از: شوری، اندازه گیری شده به صورت هدایت الکتریکی(EC) یا مواد جامد محلول(TDS)، کلسیم، بُر، مولیبدن، سدیم، منیزیم، کلرید، آرسنیک، سولفات، سلنیوم، نیترات و pH.

استفاده از روش‌های نمونه‌گیری صحیح و ارسال نمونه‌ها و نمونه‌های کنترل به آزمایشگاه‌های واجد شرایط نیز مهم است. اطلاعات جمع آوری شده از این نمونه برداری اولیه آب، داده‌های پایه هستند که در مرحله پایش و نظارت بر عملکرد سامانه IFDM مورد استناد قرار می گیرند.

۹- ۷- ۳- جریان آب زیرزمینی

آب زیرزمینی کم عمق از آب‌های زیرزمینی منطقه و نفوذ عمقی ناشی از آبیاری ناکارآمد تشکیل می‌شود. به طور کلی، جهت جریان کلی طبیعی منطقه از دامنه‌های بلند به سمت پایین دست و با ارتفاع کمتر نسبت به سطح دریاست. سازمان‌های وزارت نیرو می‌توانند با استفاده از داده‌های چاه‌های پیزومتری، در این باره اظهار نظر کنند و یا منحنی‌های مربوطه را در دسترس قرار دهند. چنانچه چنین اطلاعاتی در دسترس نباشد، ابتدا باید شبکه‌ای برای تعیین محل قرارگیری چاهک‌های مشاهده‌ای ایجاد شود. مشاهدات ماهانه باید برای یک سال کامل ثبت شود تا بتوان به نوسانات فصلی آب‌های زیرزمینی پی برد. داده‌های جمع آوری شده برای قرار دادن زهکش‌ها در عمق بهینه به منظور به حداقل رساندن حجم زهاب استفاده می‌شود. اگر عمق زهکش بیش از اندازه کم باشد،

موثر نیست و اگر بیش از اندازه زیاد باشد، زهکش حجم بیشتری از آب زیرزمینی منطقه را جمع می‌کند و بیهوده به کار تبخیر کننده‌های خورشیدی می‌افزاید.

۹- ۷- ٤- خاک

بررسی خاک در محل لازم است. مراحل بررسی عبارتند از:

- ایجاد یک شبکه: مکان‌های نمونه برداری را باید با توجه ویژه به مناطق با EC بالا شناسایی، انتخاب و نقشه برداری کرد؛
- عمق مناسب برای نمونه برداری را باید بر پایه عمق ناحیه ریشه محصول معین کرد؛ و
- نمونه‌های خاک را باید از محل‌های انتخابی جمع‌آوری کرد و آن‌ها را برای تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه فرستاد.

۹- ۷- ٥- بررسی شوری

شوری به طور معمول یکی از مؤلفه‌هایی است که در گزارش بررسی خاک ارزیابی می‌شود. داده‌های شوری در تعیین انتخاب اولیه محصول و نیاز آبشویی مفید است.

عکس‌های هوایی برای این کار مفید هستند. برخی از این تصاویر می‌توانند مسیرهای گذر آب در زیر زمین، نقاط با شوری بالا و مناطقی که به توجه بیشتر نیازمندند را مشخص کنند. عکس‌های هوایی مادون قرمز در شناسایی نقاط با شوری مزمن بالا مفید هستند.

۹- ۷- ٦- شناخت منطقه

ارزیابی دقیق شرایط اولیه منطقه مورد نظر، نخستین گام مورد نیاز برای برنامه ریزی طراحی IFDM است. هر یک از موارد زیر بر طراحی سیستم IFDM تأثیر دارد:

۹- ۷- ۷- سطح مزرعه

بر پایه طرح کشت، حجم و کیفیت زهاب زیرزمینی، چند هکتار به هر یک از بخشهای سامانه IFDM اختصاص خواهد یافت؟ حجم زهاب به طور مستقیم تحت تأثیر مدیریت آب آبیاری خواهد بود.

۹- ۷- ۸- جغرافیا

بررسی‌های محلی و نقشه‌ها اطلاعات خوبی در مورد موقعیت بستر رودخانه‌ها (از دیدگاه هدایت آب زیرزمینی) و مخروط‌های افکنه که بر جریان سطحی و زیرسطحی تأثیر می‌گذارند، ارائه می‌دهند. در این بازدیدهای محلی است که باید سابقه ۵ تا ۷ ساله کشت را نیز مطالعه کرد و در باره رویدادهای سیل پرس وجو کرد.

۹- ۷- ۹- شیب

شیب و پستی و بلندی‌های زمین در بررسی اولیه سایت ارزیابی می‌شود. اطلاعات جمع آوری شده در تهیه نقشه توپوگرافی سایت مورد استفاده قرار می‌گیرد. این نقشه در طراحی سامانه‌های آبیاری و زهکشی زیرزمینی، محل قرارگیری درختان و محل تبخیرکننده خورشیدی مفید است.

۹- ۷- ۱۰- سامانه‌ها و زیرساخت‌های موجود

برای طراحی درست، مکان سامانه‌های انتقال آب مزرعه (کانال ها، جوی‌ها، حوضچه‌ها، و مخزن‌های جمع کننده) باید با توجه به بازدید منطقه‌ای شناسایی شوند. سامانه‌هایی که در بالادست قرار دارند نیز به همان اندازه مهم هستند. چنانچه سامانه انتقال آب سطحی در منطقه وجود داشته باشد، می‌تواند مورد توجه قرار گیرد زیرا که استفاده از آن می‌تواند موجب رقیق کردن غلظت نمک شود. بازدید میدانی می‌تواند مرزها را مشخص کند و جاده‌های گم شده در نقشه را تکمیل کند.

۹- ۷- ۱۱- مکان یابی منطقه برداشت نمک

برای مکان یابی منطقه دفع نمک، دانستن ارتفاع، شیب، هدایت هیدرولیک خاک، سطح آب زیرزمینی و نوسان سطح ایستابی در یک دوره یک ساله (به ویژه در دوره بارندگی) لازم است. بسیار مهم است که تبخیرکننده خورشیدی از مخازن رواناب انتهای قطعات آبیاری، گودال‌ها و مناطقی که در آن‌ها خطر سیل وجود دارد، دور باشد. به منظور جلوگیری از مشکلات احتمالی سیل و طوفان، در صورت لزوم باید از خاکریزهایی در اطراف تاسیسات نیز استفاده کرد.

۹- ۸- سامانه زهکشی زیرزمینی

هدف از سامانه زهکشی زیرزمینی، کنترل سطح آب و بهبود آبشویی نمک است. این سامانه باید توسط فرد واجد شرایطی طراحی شود.

هر یک از مناطق زراعی به سامانه زهکشی زیرزمینی مستقل، حوضچه جمع آوری زهاب و پمپی که درون آن قرار داده می‌شود و نیز به تبخیرکننده خورشیدی، نیاز دارد. کارشناس یاد شده، هنگام طراحی زهکشی باید کارایی و مدیریت سیستم آبیاری، کیفیت آب ورودی و نیاز آبشویی را نیز همزمان در نظر بگیرد.

۹- ۹- مدیریت و نظارت

۹- ۹- ۱- پمپاژ و توزیع آب در مناطق زراعی

هر پمپ باید یک کنتور برای پایش مقدار آب آبیاری مصرفی داشته باشد. هر یک از قطعات باید دارای یک مخزن جمع آوری زهاب باشد که زهکش زیرزمینی در آن تخلیه شود. در این مخزن نیز، پمپ و کنتور قرار داده می‌شود. در مخزن نخستین مرحله، زهاب زیرزمینی مرحله اول که از آبیاری گیاهان معمولی و حساس به شوری به دست می‌آید، همراه با رواناب آبیاری قطعات مرحله اول جمع آوری می‌شود. هدایت الکتریکی آب جمع آوری شده کنترل می‌شود و این آب به عنوان آب آبیاری مرحله دوم مورد استفاده قرار می‌گیرد.

در مرحله دوم، گیاهان مقاوم به شوری کشت می‌شوند. نظارت بر کیفیت آب و اندازه گیری حجم آب پمپاژ شده، تا اندازه‌ای امکان تنظیم را فراهم می‌آورد. در دسترس داشتن این اطلاعات می‌تواند به بهبود مدیریت آب کمک کند.

۹- ۹- ۲- کنترل جریان در سیستم زهکشی زیرزمینی

کنترل جریان در یک سیستم زهکشی زیرزمینی کمک می‌کند که سطح آب زیرزمینی در طول فصل رشد مدیریت شود. هر چقدر که بتوان رطوبت خاک را به ظرفیت مزرعه نزدیک کرد، غلظت نمک در خاک کاهش می‌یابد و در نتیجه کاهش فشار اسمزی، گیاه می‌تواند آسان تر آب درون خاک را جذب کند. افزون بر این، کشاورز امکان می‌یابد که زهاب را در ماه‌های با تبخیر و تعرق کم در خاک ذخیره کند. سازه‌های کنترل جریان برای زهکشی کنترل شده را در شبکه‌های موجود نیز می‌توان نصب کرد؛ ولی سامانه‌های موجود برای رساندن زهاب به تبخیر کننده خورشیدی نیاز به اصلاح دارند.

مهندس کشاورزی طراح سامانه باید با کشاورز در مورد محل قرار دادن کنترل‌های جریان در سامانه IFDM مذاکره کند تا بتوانند تصمیم مشترک بگیرند.

۹- ۹- ۳- تبخیرکننده خورشیدی

هدف از کاربرد تبخیرکننده خورشیدی فراهم آوردن امکان تبخیر آب به شیوه‌ای قابل قبول است.

۹- ۹- ۳ - ۱- مکان

تبخیرکننده خورشیدی را نمی‌توان در مکان‌های زیر بر پا کرد:

- نزدیک حوضچه‌های جمع آوری رواناب آبیاری؛
- نزدیک جوی‌های آبیاری یا زهکش سطحی انتهای فاروها؛ و

- در پایین‌ترین منطقه توپوگرافی مزرعه به خاطر خطر سیل.

تبخیرکننده خورشیدی باید در خارج از دشت سیلابی ۱۰۰ ساله قرار داشته باشد، یا باید در پیرامون آن خاکریزهای محافظ مقاوم ساخته شود ویا بالاتر از رقوم سیلاب ۱۰۰ ساله قرار گیرد.

۹- ۹- ۳ -۲- آماده سازی سطح برای تبخیرکننده خورشیدی و/یا تغلیظ نمک

برای پیش‌گیری از مهاجرت نمک‌ها از تبخیرکننده خورشیدی به آب‌های زیرزمینی، باید آماده‌سازی مناسب سطح زمین انجام شود.

۹- ۹- ۳ – ۳- حفاظت از کیفیت آب‌های زیرزمینی

کف تبخیرکننده‌های خورشیدی باید با دست کم یک متر خاکی که هدایت هیدرولیک آن از یک میلیونیم سانتی‌متر بر ثانیه ($۱۰^{-۶}$) بیشتر نباشد پوشیده شود تا شورابه‌ها به آب زیرزمینی نفوذ نکنند. کف تبخیرکننده خورشیدی باید دست کم ۱/۵ متر بالاتر از بالاترین سطح ایستابی پیش‌بینی شده باشد.

ممکن است چاره‌ای نباشد بجز این که تبخیرکننده خورشیدی در سایتی ساخته شود که شرایط فوق را برآورده نمی‌کند. در این صورت باید با زهکشی زیرزمینی در زیر یا در مجاورت تبخیرکننده خورشیدی، سطح آب را پایین انداخت. پوشش‌هایی مانند ژئوممبران یا سایر جایگزین‌های مهندسی شده نیز می‌توانند مورد توجه قرار گیرند.

۹- ۹- ۳ -٤- پمپاژ و توزیع آب در تبخیرکننده خورشیدی

برای تبخیر زهاب نهایی می‌توان از روش‌های غرقابی، اسپری وآبیاری بارانی استفاده کرد، لیکن خطراتی در ارتباط با هر یک از آن‌ها وجود دارد.

- روش‌های غرقابی باید به خوبی مدیریت شوند تا از آسیب احتمالی به حیات وحش جلوگیری شود. برتری روش‌های اسپری یا آبپاشی این است که می‌تواند آب را به طور یکنواخت در سطح تبخیرکننده خورشیدی توزیع کند.
- بادبردگی خطر مهم استفاده از روش‌های اسپری یا آب پاش است.

وجود فردی که به عنوان اپراتور تبخیرکننده خورشیدی تعیین شده و آموزش دیده باشد، صرف نظر از روش کار، بسیار مهم است. این شخص باید همه دقت خود در نظارت و مدیریت را به کار بندد. در این میان خطر بادبردگی و زیان به حیات وحش بسیار مهم است.

۹- ۱۰- سامانه‌های خودکار در روش‌های غرقابی، اسپری یا آب پاشی

امکان به کار گیری سامانه خودکار برای تبخیرکننده خورشیدی وجود دارد که سطح آب را در هر یک از قطعه‌های بالادست کنترل کند و پمپ را خاموش و روشن کند.

- سامانه خودکار باید به گونه‌ای برنامه ریزی شده باشد که بتواند در زمان واقعی داده‌ها را گردآوری کند یا از ایستگاه‌های مورد نظر دریافت کند.
- با استفاده از داده‌های گردآوری شده و اطلاعات نزدیک ترین ایستگاه هواشناسی، می‌توان طوری برنامه ریزی کرد که حجم مناسب آب قابل تبخیر در هر روز، به تبخیرکننده پمپاژ شود.
- یکی از روش‌های کاهش آب‌ماندگی روی سطح، محدود کردن تبخیر به ۷۰ درصد تبخیر و تعرق گیاه مرجع دریک روز یا هفته است.

۹- ۱۱- چاه‌های مشاهده‌ای

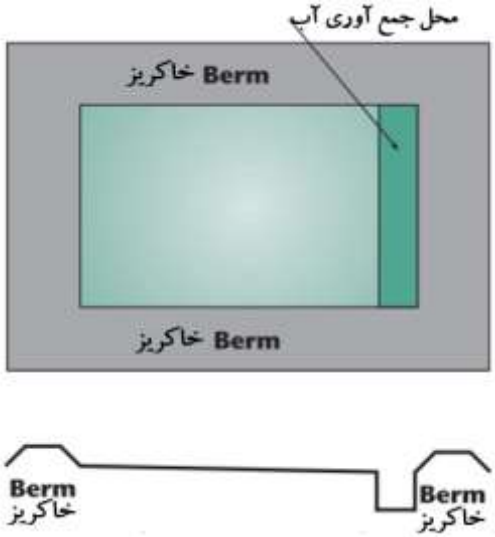
در اطراف سامانه IFDM چاه‌های مشاهده‌ای مورد نیاز است. تعداد چاه‌ها، تواتر قرائت سطح آب و نمونه برداری از آن‌ها و نیز پارامترهایی که باید اندازه گیری شوند را مشاور تعیین می‌کند. یکی

از هدف‌های حفر و نصب چاه مشاهده‌ای این است که کیفیت آب زیرزمینی مشخص شود و اطمینان حاصل گردد که زهاب درون تبخیرکننده خورشیدی با آب زیرزمینی درهم آمیخته نشده است.

۹- ۱۲- گزینه‌های طراحی تبخیرکننده خورشیدی

موارد زیر گزینه‌های مفهومی‌طراحی تبخیرکننده‌های خورشیدی هستند. این گزینه‌ها هنوز در مرحله توسعه و تکامل هستند. ضروری است که طراح واجد شرایطی مناسب‌ترین و موثرترین گزینه طراحی را برای هر مزرعه انتخاب کند.

یکی از این گزینه ها، تبخیرکننده خورشیدی شیب دار است. شیب آن به سمت پایین دست بوده و پیرامون آن خاکریزها قرار دارند(شکل ۹-۳).



شکل ۹-۳- نمای بالا و مقطع سامانه تبخیرکننده خورشیدی

زهاب غلیظ توسط آب پاش‌های بارانی به سطح تبخیرکننده خورشیدی پاشیده می‌شود. مقداری از آب تبخیر می‌شود و آب غلیظ ترِ باقی‌مانده، به حوضچه جمع آوری می‌ریزد. این حوضچه کانالی است که با توری پوشانده شده است تا از دسترسی حیات وحش به آب پیش‌گیری شود. این حوضچه

آب اضافی را در فصل بارندگی جمع آوری می‌کند و می‌توان از آن برای ذخیره موقت زهاب نیز استفاده کرد.

حوضچه باید طوری طراحی شود که آب تولید شده از یک رویداد بارش۲۴ ساعته ۲۵ ساله را در خود جای دهد. هم آب باران و هم زهاب از این حوضچه پمپاژ می‌شوند و به سطح تبخیرکننده خورشیدی پاشیده می‌شوند.

ممکن است این نوع تبخیرکننده خورشیدی را بتوان به ۲ یا ۳ بخش یا سلول تقسیم کرد و به طور متناوب از بخش‌ها یا سلول‌ها استفاده کرد تا امکان تبخیر کامل فراهم شود. توجه به این نکته ضروری است که خاکریزهایی که برای تقسیم تبخیرکننده خورشیدی به سلول‌ها استفاده می‌شود، آن را برای لانه گذاری پرندگان آبزی جذاب تر می‌کند.

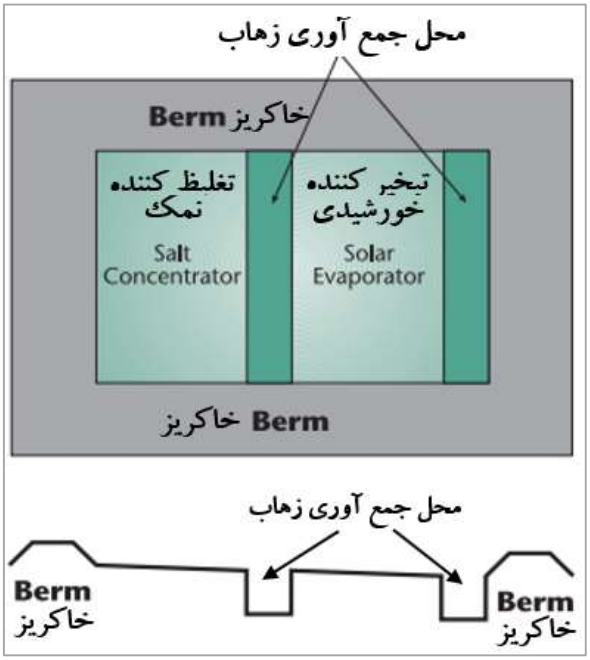
یکی دیگر از گزینه‌های طراحی، ترکیب یک تبخیر کننده خورشیدی با یک تغلیظ کننده نمک است تا سرعت تبخیر را افزایش دهد (شکل ۹-۴). زهاب به تغلیظ کننده خورشیدی شیبدارپاشیده می‌شود و بازیافت می‌گردد، تا زمانی که آب به غلظت مشخصی از نمک برسد. سپس، شورابه بسیار غلیظ به تبخیرکننده خورشیدی شیب دار پاشیده می‌شود تا نمک را به شکل کریستالی خشک در آورد. بخش تغلیظ کننده نمک با سنگ‌های ۵ تا ۷ سانتی متری پوشانده می‌شود. این روش نیز می‌تواند یک فرایند چند مرحله‌ای از متبلور کردن نمک باشد. برتری اصلی این گزینه، کوچک تر بودن منطقه برداشت نمک است. فضای باقی‌مانده می‌تواند به فرآوری نمک قابل فروش اختصاص یابد.

۹- ۱۳- ملاحظات طراحی

در طراحی این سامانه باید در نظر داشت که با غلیظ شدن زهاب، سرعت تبخیر کاهش می‌یابد. به نظر نمی‌رسد که تاکنون رابطه‌ای بین تبخیرآب معمولی از تشتک و تبخیر آب شور با غلظت‌های متفاوت از پاشنده‌ها ارائه شده باشد.

به طور کلی، نرخ تبخیر در یک تبخیرکننده خورشیدی ۷۰ درصد سرعت تبخیر از تشتک تبخیر معمولی است. اندازه تخمینی تبخیرکننده خورشیدی برای فرآوری مقدار معینی از زهاب در منطقه‌ای با تبخیر سالانه ۲۰۰۰ میلی‌متر به این شرح است:

تبخیر از تشتک	۲۰۰۰ میلی‌متر در سال
تبخیر از تبخیر کننده خورشیدی	۱۴۰۰ میلی‌متر در سال
تبخیر از هر متر مربع از تبخیر کننده (متر مکعب در سال)	۱/۴ متر مکعب در سال
مساحت لازم برای تبخیر یک متر مکعب در سال	۱:۱/۴ = ۰/۷۱ متر مربع
مساحت لازم تبخیر کننده خورشیدی با ضریب اطمینان ۱/۲۵	۰/۸۹ متر مربع



شکل ۹-٤- نمای بالا و مقطع دو واحد جداگانه تغلیظ کننده و تبخیرکننده در سامانه تبخیرکننده خورشیدی

نرخ تبخیر در طول سال در نوسان است. به طور معمول، کمترین مقدار در اواخر پاییز، زمستان و اوایل بهار و بیشترین مقدار در تابستان و اوایل پاییز روی می‌دهد. چنین به نظر می‌رسد که محاسبه

سطح مورد نیاز برای تبخیرکننده خورشیدی باید برای ماهی که سرعت تبخیر کمترین مقدار را دارد انجام شود. در هر حال، با توجه به این که مقدار زهاب تولیدی نیز از ماهی به ماه دیگر متفاوت است، این محاسبات باید برای همه ماه‌ها انجام شود و بزرگترین آن‌ها به عنوان سطح مورد نیاز برای تبخیرکننده خورشیدی مورد توجه قرار گیرد.

چنانچه تبخیرکننده به طور دائمی‌در طول شبانه روز کار نکند، باید تعدیل دیگری نیز در این محاسبه منظور شود.

تولید زهاب با توجه به الگوی کشت در ماه‌های گوناگون سال متفاوت است. چنانچه این دو از یک روند پیروی کنند، کار طراحی و مدیریت آسان تر است؛ ولی اگر بین این دو تطابق کافی وجود نداشته باشد، بررسی و برنامه ریزی گزینه‌های مدیریتی ضروری است.

گزینه‌هایی برای رفع این مشکل عبارتند از:

- برنامه ریزی کاربرد آب برای کاهش یا کمینه کردن حجم آبی که باید مدیریت شود؛
- احداث تاسیسات ذخیره آب سطحی (مخازن ذخیره سازی)؛
- در صورت کشت گیاهان با ریشه کم عمق، ذخیره کردن آب اضافی در زیر ناحیه ریشه در نیمرخ خاک، برای استفاده بعدی؛ و
- حفظ تناسب مقدار جریان زهاب با نرخ تبخیر.

۹- ۱۳- ۱- مناطق زراعی و درختی

۹- ۱۳- ۱- ۱- استفاده مجدد از آب

برای طراحی سامانه جامع زهکشی باید ابتدا تعداد مرحله‌های استفاده مجدد از آب که برای کشاورز مناسب تر است را مشخص کرد. تعداد مرحله‌ها به طور معمول ۳ یا ۴ است. ملاحظاتی که در این انتخاب دخالت دارند شامل روش کشت، روش آبیاری، مقدار زهاب زیرزمینی تولید شده، مقدار آب آبیاری در دسترس و مقدار رواناب انتهایی قطعه‌های آبیاری هستند.

- سه مرحله‌ای (مرحله ۱: حساس به نمک، مرحله ۲: مقاوم به نمک و مرحله ۳: شورزی‌ها یا هالوفیت‌های بسیار متحمل به نمک)؛ و
- چهار مرحله‌ای (مرحله ۱: حساس به نمک، مرحله ۲: مقاوم به نمک، مرحله ۳: بسیار متحمل نمک و مرحله ۴: هالوفیت‌ها).

۹- ۱۳- ۱- ۲- روش‌های آبیاری

روش آبیاری هر منطقه از مزرعه می‌تواند متفاوت باشد. انتخاب روش آبیاری به عوامل بسیاری مربوط است. در اینجا توصیه‌هایی ارائه می‌شود:

- مرحله ۱: در این مرحله ممکن است از آبیاری قطره ای، آبیاری بارانی و یا آبیاری نشتی استفاده شود. باید مشخص کرد که چه روشی برای گیاه و آبشویی کافی مناسب تر است.
- مرحله ۲: در این مرحله آبیاری بارانی و یا آبیاری نشتی مناسبند. آبیاری بارانی از دیدگاه آبشویی و نیز جلوگیری از آب‌ماندگی بهتر است. نباید فراموش کرد که برخی از محصولات زراعی یا سبزیجات به پاشیدن آب شور به اندام بالایی خود حساسند. در این شرایط باید به آبیاری نشتی اولویت داده شود.
- مرحله ۳ و/یا مرحله ۴: در این مرحله، برای هالوفیت‌ها آبیاری بارانی توصیه می‌شود. برای علوفه‌های مقاوم به شوری می‌توان از آبیاری بارانی با آب با شوری کمتر استفاده کرد. در این صورت شرایط بهتری برای برداشت علوفه فراهم می‌شود زیرا خشک شدن خاک زودتر انجام می‌شود. اگر شوری زهاب نزدیک به حد بالای مجاز برای علوفه باشد، آبیاری سطحی را می‌توان توصیه کرد.

۹- ۱۳- ۱- ۳- احداث درختان و کشت محصولات زراعی

کاشت و استقرار درختان و سایر گیاهان چند ساله باید نخستین گام در اجرای سیستم IFDM باشد. درختان برای استقرار باید دست کم در سال اول با آب مناسب آبیاری شوند. بیشتر محصولات زراعی، به جز هالوفیت‌ها نیز برای پا گرفتن به آبیاری با آب غیر شور نیاز دارند. علوفه‌های چند ساله، شاید به آبیاری با آب غیر شور در یک دوره زمانی یک ساله نیاز داشته باشند.

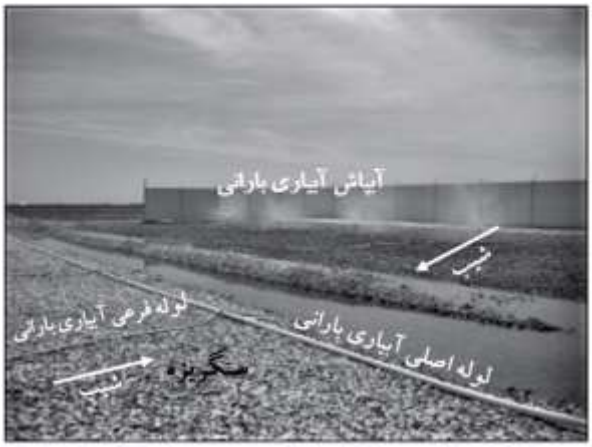
محل قرارگیری درختان و محصولات زراعی بستگی به جهت و مقدار جریان زیرزمینی دارد. همانطور که پیش از این گفته شد، درختان به طور معمول باید در امتداد مرزهای مناسب کشت شوند. وظیفه اصلی آن‌ها این است که جریان آب زیرزمینی منطقه‌ای را قطع کنند. در مزارع IFDM به طور معمول محصولات حساس به شوری در بالادست و در رقوم‌های بالاتر قرار می‌گیرند. از کاشت درختان در زیر خطوط برق باید خودداری کرد.

۹- ۱۳- ۲- بهره برداری و نگهداری سیستم

۹- ۱۳- ۲- ۱- تبخیرکننده خورشیدی

نظارت و پایش تبخیرکننده‌ها بر عوامل زیر تاکید دارد:

- سطح ایستابی؛
- کیفیت آب زیرزمینی؛
- مقدار آب پمپاژ شده؛
- توزیع آب توسط آبپاش‌های آبیاری بارانی؛ و
- نظارت بر مقدار آب در تبخیرکننده خورشیدی.



شکل ۹- ۵- حوضچه تبخیرکننده خورشیدی

۹- ۱۳- ۲- ۲- حیات وحش

شورابه‌های موجود در تبخیر کننده‌های خورشیدی گاه مورد توجه پرندگان و گونه‌های دیگر جانوری قرار می‌گیرند. برای کاستن از تأثیرات بر حیات وحش پرندگان، از راکد نگه داشتن آب با عمق بیش از ۱ سانتی متر به مدت بیش از ۴۸ ساعت باید پرهیز کرد. اگر این موضوع رعایت شود، بسیاری از موارد ذکر شده در زیر مشکلی ایجاد نمی‌کنند:

- تبخیرکننده‌های خورشیدی (به استثنای کانال‌های جمع آوری زهاب) باید عاری از هرگونه پوشش گیاهی باشند؛
- از به کار بردن سنگریزه (قطر کمتر از ۵ میلی‌متر) نباید به عنوان زیر بستر[1] در تبخیرکننده خورشیدی استفاده شود؛
- حوضچه‌های جمع آوری زهاب باید با توری یا سایر موانع فیزیکی پوشیده شوند؛
- توری یا سایر موانع فیزیکی نباید بر روی هیچ آب راکدی قرار داده شود؛
- از پیدایش و انتشارگیاهان آبزی و نیز از پراکنده شدن بی مهرگان آبزی و نیمه آبزی در خارج از مرز حوضچه جمع آوری زهاب باید جلوگیری شود؛

1 Substrate

- از پیدایش شفیره بی مهرگان آبزی و نیمه آبزی در حوضچه جمع آوری زهاب باید جلوگیری شود؛
- برای کاهش جذابیت منطقه به عنوان محل تخم گذاری پرندگان، کنترل پوشش گیاهی اطراف تبخیرکننده خورشیدی مورد نیاز است. کنترل پوشش گیاهی نباید در طول فصل لانه سازی و تخم گذاری انجام شود؛ و
- خاکریزهای داخل و پیرامون تبخیرکننده‌های خورشیدی برای حیات وحش جذاب هستند. برافراشتن نوارهای رنگی و ایجاد سر و صدا می‌تواند روش‌هایی برای فراری دادن پرندگان باشد.

۹- ۱٤- پژوهش‌های آینده

پژوهش‌هایی برای کشف کاربردهای جدید نمک و نیز اصلاح فرایندهای IFDM در حال انجام است. این پژوهش بر حوزه‌های زیر تمرکز دارد.

۹- ۱٤- ۱- برداشت نمک، استفاده و بازاریابی

بازاریابی نمک، گزینه برتر برای حذف نمک است. به عنوان نمونه، در دره سان یواکین کالیفرنیا، سولفات سدیم با خلوص ۹۹ درصد دارای ارزش ۵۰ دلار در تن است. سولفات سدیم خالص در مصارف تجاری شامل صنایع نساجی، تولید سرامیک و شیشه و مواد شوینده مصرف می‌شود. نمک حاصل از تبخیرکننده‌های خورشیدی از ترکیبات گوناگونی از سدیم، کلسیم، سولفات، کلرید، بُر، منیزیم، سلنیوم و سایر عناصر تشکیل شده است. همه اینها کالاهای تجاری هستند. باید به یاد داشت که کلید تولید محصول نمک قابل فروش، درجه خلوص بالای آن است. پژوهش‌ها در مورد روش‌های تولید و بازیابی نمک‌ها (با خلوص لازم) به روش اقتصادی ادامه دارد.

دفع نمک به دست آمده مهم ترین بخش فرایند سامانه جامع مدیریت زهاب است. چنانچه این کار به درستی انجام نشود، فواید محیط زیستی این سامانه تحقق نخواهد یافت. نمک‌ها به هیچ صورتی نباید به محیط زیست بازگشت پیدا کنند. انتقال نمک‌ها به دریا و تحویل رایگان آن‌ها به صنایع می‌توانند از جمله راه‌های قابل بررسی برای دفع نمک‌ها باشند.

۹- ۱٤- ۲- محصولات زراعی

۹- ۱٤- ۲- ۱- محصولات جدید متحمل به نمک و محصولات علوفه‌ای

محصولات احتمالی که از نظر تحمل به نمک باید مورد ارزیابی قرار گیرند عبارتند از علوفه‌ها، درختچه‌ها و گل‌هایی مانند شصت عروسان(استیس) و گل رز.

۹- ۱٤- ۲- ۲- هالوفیت‌های با ارزش تجاری

هالوفیت‌ها یا گیاهان شورزی به نمک نیازمندند زیرا در زمین‌های شور رشد بهتر و تولید بیشتری دارند. بسیاری از هالوفیت‌ها می‌توانند حتی با آب شور دریا نیز رشد کنند. شوری آب بیش از ۱۵ و شوری خاک بیش از ۲۰ دسی زیمنس بر متر برای بسیاری از هالوفیت‌ها مناسب هستند.

سالیکورنیا گیاهی است که حتی می‌تواند آب دریا را تحمل کند. از این گیاه در چند کشور به عنوان سبزی استفاده می‌شود. برای آگاهی بیشتر می‌توان به کتاب شورورزی (خورسندی و همکاران، ۱۳۹۷) از انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران مراجعه کرد.

۹- ۱٤- ۳- جریان زهاب از درون توده گیاهی

در کالیفرنیا برای کاهش سطح سلنیوم در زهاب، آن را از میان عدل های یونجه عبور داده اند. این کار با موفقیت نسبی روبرو بوده است. پژوهش‌ها مشابه دیگری با هدف کاربردی تر کردن این روش‌ها در سطح جهانی ادامه دارد.

۹- ۱۵- تأثیر آب‌ماندگی بر نیمرخ خاک

به طور معمول از آب‌ماندگی خاک پرهیز می‌شود. در خاک غرقابی، آب تمام منافذ خاک را پر می‌کند و موجب می‌شود که هوای مورد نیاز برای تنفس ریشه، در اختیار قرار نگیرد. آب‌های زیرزمینی کم عمق می‌توانند ارزشمند باشند. برخی از گیاهان زراعی می‌توانند از آب شور کم عمق برای برآوردن بخشی از نیاز خود استفاده کنند. ذخیره زهاب در نیمرخ خاک می‌تواند همانند سطح آب زیرزمینی کم عمق و شور، طبیعی و مفید باشد. توانایی ذخیره آب در نیمرخ خاک می‌تواند در مدیریت آب انعطاف بیشتری ایجاد کند.

۹- ۱۶- جایگزین‌های انرژی

۹- ۱۶- ۱- حوضچه‌های خورشیدی

حوضچه‌های خورشیدی توده‌های عمیق آب شور هستند که گرادیان دما از بالا به پایین ایجاد می‌کنند. از این اختلاف دما می‌توان برای تولید برق استفاده کرد. سامانه موفقیت آمیزی در تگزاس وجود دارد که می‌تواند امیدبخش باشد.

تولید زیست توده (بیوماس) برای استفاده به عنوان انرژی موضوع پر اهمیت دیگری است. رشد مواد گیاهی (چه گیاهان و چه درختان) می‌تواند از دیدگاه اقتصادی مفید باشد و سامانه جامع زهاب را سودآورتر کند.

فصل دهم

مدیریت جامع زهکشی در مزرعه؛ نمونه برنامه‌ریزی

۱۰- ۱- پیش‌گفتار

به منظور آشنایی با برنامه‌ریزی برای اجرای طرحی با رویکرد مدیریت جامع زهکشی در مزرعه، یک واحد هزار هکتاری نیشکر در شمال اهواز در نظر گرفته شده است. هدف از برنامه‌ریزی این است که مشخص شود با انجام روش مدیریت جامع زهکشی در مزرعه چه مقدار در مصرف آب صرفه‌جویی می‌شود و چقدر از بار نمکی که به منابع پذیرنده زهاب ریخته می‌شد، کاسته می‌گردد.

۱۰- ۲- نمونه‌ای از برنامه ریزی؛ فرضیات

- آب آبیاری با میانگین هدایت الکتریکی ۲/۰ دسی زیمنس بر متر از رودکارون تامین می‌شود.
- کشت اصلی نیشکر است. از زهاب آن گیاه دیگری آبیاری می‌شود و از زهاب گیاه دوم، محصول سوم به دست می‌آید. گیاهان دوم، سوم و شاید چهارم در فرایند مطالعه و برنامه‌ریزی مشخص می‌شوند. چنانچه زهاب حاصل از محصول سوم بیش از اندازه شور نباشد و بتوان با آن گیاه چهارمی‌را هم کشت کرد، محصول چهارم هم می‌تواند در نظر گرفته شود.
- زهاب نهایی به تبخیرکننده خورشیدی منتقل می‌شود تا آب آن تبخیر شود و باقیمانده آن به صورت نمک و کانی‌های دیگر به صورت قابل مصرف یا فروش در آید.
- به طور معمول در زمین‌های زهکشی شده، شوری زهاب ۱/۵ تا ۲ برابر شوری آب آبیاری است. به سبب شور بودن بیش از اندازه آب زیرزمینی در خوزستان و اختلاط آن با زهاب، شوری آبی که در مرحله نخست از زهکش‌ها خارج می‌شود تا در مرحله بعد به عنوان آب آبیاری محصول بعدی مورد استفاده قرار گیرد، ۲/۵ برابر شوری آب ورودی در نظر گرفته

می‌شود. در مرحله دوم که آبِ خاک شورتر می‌شود، میانگین شوری زهاب دو برابر آب آبیاری و در مرحله سوم به بعد ۱/۵ برابر آن در نظر گرفته می‌شود.

- با این فرض، شوری زهاب نیشکر ۵ دسی زیمنس بر متر خواهد بود. گیاه دوم باید این شوری را با درصد قابل قبولی کاهش محصول تحمل کند.
- شوری زهاب محصول دوم ۱۰ دسی زیمنس بر متر خواهد بود.
- گیاه سوم باید شوری ۱۰ دسی زیمنس بر متر را با درصد قابل قبولی کاهش محصول تحمل کند.
- شوری زهاب محصول سوم ۱۵ دسی زیمنس بر متر خواهد بود. جدول۱۰- ۱ هدایت الکتریکی آب و زهاب را در هر یک از مراحل نشان می‌دهد.

جدول۱۰- ۱ - هدایت الکتریکی آب و زهاب در مراحل گوناگون

	محصول اول	محصول دوم	محصول سوم	حوضچه تبخیری
هدایت الکتریکی آب آبیاری(دسی زیمنس بر متر)	۲	۵	۱۰	۱۵
هدایت الکتریکی زهاب (دسی زیمنس بر متر)	۵	۱۰	۱۵	

- نیاز آبی گیاهان از کتاب برآورد آب مورد نیاز گیاهان عمده زراعی و باغی کشور (فرشی و همکاران، ۱۳۷۷) برای شمال اهواز گرفته شده است.
- راندمان کاربرد آبیاری نیشکر ۵۵ درصد و برای محصولات دیگر ۵۰ درصد فرض شده است. در نیشکر از نشتی‌های ته بسته استفاده می‌شود و تمامی‌تلفات آن به صورت زیرزمینی است. فرض شده است گیاهان دیگر نیز از روش آبیاری نشتی استفاده کنند، لیکن نشتی متداول که انتهای جویچه‌ها باز است. از این رو، بخشی از تلفات به صورت رواناب انتهای نشتی‌ها خواهد بود که شوری کمتری دارد. این نیز توجیه دیگری است که چرا غلظت نمک در زهاب به

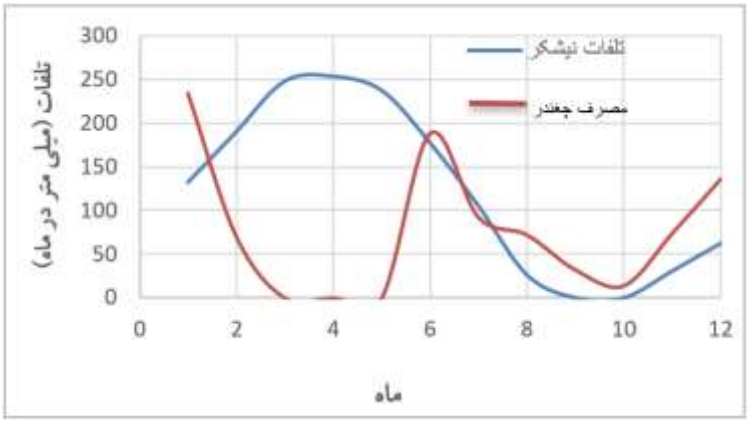
دست آمده از این مراحل ۲/۵ برابر غلظت نمک در آب آبیاری منظور نشده و مقدار کمتری برای آن در نظر گرفته شده است.

۱۰- ۳- انتخاب گیاهان برای کشت در مراحل گوناگون

محصول اصلی واحد، نیشکر خواهد بود. نیشکر گیاهی است که تا اندازه‌ای به شوری حساس است. تا شوری عصاره اشباع خاک ۱/۷ دسی زیمنس بر متر، بدون کاهش محصول به زندگی ادامه می‌دهد و تولید می‌کند و پس از آن با افزایش هر یک دسی زیمنس بر متر به هدایت الکتریکی عصاره اشباع، ۵/۹ درصد از عملکرد آن کاسته می‌شود. نباید اشتباه کرد که در اینجا آنچه به آن اشاره می‌شود، شوری عصاره اشباع خاک است و نه شوری آب آبیاری.

از آنجا که گیاه مرحله دوم از زهاب نیشکر استفاده می‌کند، باید نسبت به شوری مقاوم‌تر از نیشکر باشد. جدول ۱۰-۲ چند محصول که از نیشکر نسبت به شوری مقاوم‌تر هستند را نشان می‌دهد. برای پی بردن به ویژگی‌های گیاهی که باید در مرحله دوم کشت شود، ابتدا یک گیاه مقاوم به شوری مانند چغندر قند در نظر گرفته می‌شود. هدف این است که با این نمونه، برخی از مشکلات کار در انتخاب گیاهان آشکار شود. درجدول ۱۰-۳ نیاز خالص و ناخالص و تلفات نیشکر و چغندر قند با یکدیگر مقایسه شده است.

شکل ۱۰- ۱ تلفات نیشکر که در نظر است به عنوان آب آبیاری چغندر قند مصرف شود را با آب مورد نیاز چغندر قند مقایسه می‌کند. از آنجا که هنوز سطح زیرکشت این دو محصول معین نشده است، تنها هم روند بودن این دو اهمیت دارد.



شکل ۱۰-۱- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف چغندرقند

جدول ۱۰- ۲- گیاهانی که می‌توانند در الگوی کشت قرار گیرند

گیاه	نام علمی	اندام مورد نظر	شوری آستانه کاهش ECe (dS/m)	شیب خط	درجه تاب‌آوری
نیشکر	Saccharum officinarum L.	اندام هوایی خشک	۱/۷	۵/۹	نسبتا حساس
یونجه	Medicago sativa L.	اندام هوایی خشک	۲/۰	۷/۳	نسبتا حساس
لوبیای تابستانه	Sesbania ispinosa L.	اندام هوایی خشک	–	–	نسبتا مقاوم
چغندر قند	Beta vulgaris	ذخیره ریشه	۷/۰	۵/۹	مقاوم
کلزا	Brassica napus L.	اندام هوایی خشک	–	–	مقاوم
جو	Hordeum vulgare L.	اندام هوایی خشک	۸/۰	۵/۰	مقاوم
پنبه	Gossypium hirsutum L.	مقدار دانه	۷/۷	۵/۲	مقاوم
کنف	Hibiscus cannabinus L.	وزن خشک ساقه	۸/۱	۱۱/۶	مقاوم
یولاف	Avena sativa L.	مقدار دانه	–	–	مقاوم
چاودار	Secale cereale L.	مقدار دانه	۱۱/۴	۲/۸	مقاوم
تریتیکاله	Triticosecalewittamack	مقدار دانه	۶/۱	۲/۵	مقاوم
مارچوبه	Asparagus officinalis L.	اندام هوایی خشک	۴/۱	۲/۰	مقاوم

همایی، ۱۳۸۱

جدول ۱۰-۳- مقایسه نیاز خالص و ناخالص و تلفات نیشکر و چغندر قند (میلی‌متر)

		فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع
خالص	نیشکر	۱۶۲	۲۳۳	۳۰۴	۳۱۰	۲۹۱	۲۱۷	۱۲۹	۳۲	۰	۰	۳۸	۷۷	۱۷۹۲
	چغندر قند	۱۱۷	۳۵	۰	۰	۰	۹۴	۴۶	۳۶	۱۶	۷	۳۷	۶۸	۴۵۶
ناخالص	نیشکر	۲۹۴	۴۲۴	۵۵۳	۵۶۴	۵۲۹	۳۹۵	۲۳۴	۵۸	۰	۰	۶۹	۱۳۹	۳۲۵۸
	چغندر قند	۲۳۴	۷۰	۰	۰	۰	۱۸۸	۹۲	۷۲	۳۲	۱۴	۷۴	۱۳۶	۹۱۲
تلفات	نیشکر	۱۳۲	۱۹۱	۲۴۹	۲۵۴	۲۳۸	۱۷۸	۱۰۵	۲۶	۰	۰	۳۱	۶۳	۱۴۶۶
	چغندر قند	۱۱۷	۳۵	۰	۰	۰	۹۴	۴۶	۳۶	۱۶	۷	۳۷	۶۸	۴۵۶

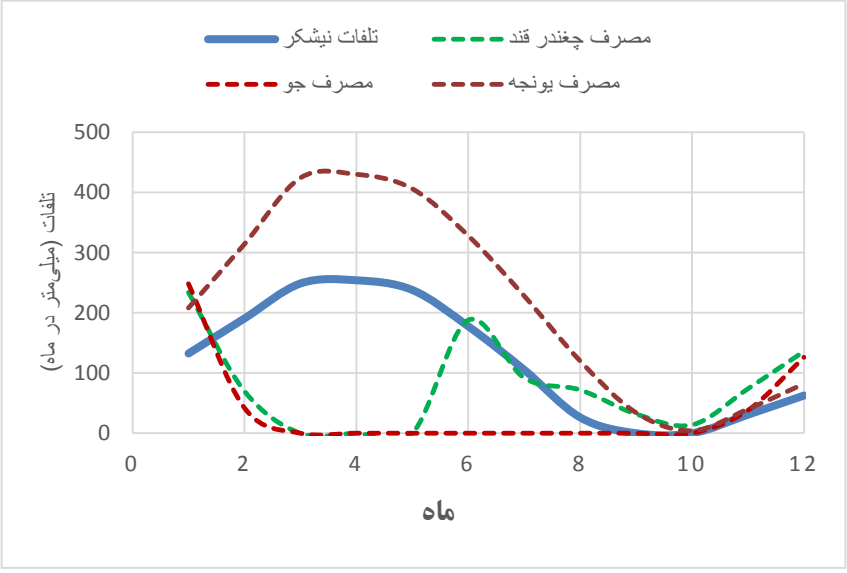
به طوری که دیده می‌شود، از فروردین تا شهریور ماه هیچ تناسبی بین این دو وجود ندارد. در عوض از مهر تا پایان سال تناسب خوبی بین این دو دیده می‌شود. بنابراین می‌توان گزینه‌های زیر را در نظر گرفت:

- ✓ چشم پوشی از قرار دادن نیشکر و چغندرقند در دو مرحله پیاپی و جانشین کردن محصول دیگری به جای چغندر قند در این سامانه؛
- ✓ استفاده از زهاب نیشکر در شش ماه پایانی سال برای آبیاری چغندر قند و رها سازی زهاب نیشکر در شش ماه ابتدای سال. به بیان دیگر، استفاده نیم بند از سامانه جامع زهکشی؛ و
- ✓ وارد کردن محصول دیگری علاوه بر چغندر قند که بتواند از زهاب نیشکر در شش ماه نخست سال بهره مند شود. به عبارت دیگر چغندر قند برای مصرف زهاب در نیمه دوم سال و گیاه دیگر برای مصرف زهاب در نیمه نخست سال.

گزینه دوم، طرح را از هدف خود یعنی طرح جامع زهکشی دور می‌کند. گزینه سوم دو مشکل قابل مطالعه دارد. نخست این که محصولات بهاره و تابستانه در الگوی زراعی خوزستان چندان زیاد

نیست. دیگر آن که زراعت گیاهان با تنوع زیاد برای کارفرما دشوار است. گزینه نخست امکان پذیرترین گزینه به نظر می‌رسد.

با استفاده از جدول ۱۰-۲ کلزا، جو، پنبه، کنف، یولاف، چاودار، تریتیکاله و مارچوبه برای کشت در مرحله دوم می‌توانند مورد توجه قرار گیرند. بسیاری از این گیاهان در خوزستان، پیشینه کشت موفقیت آمیز دارند. متاسفانه در کتاب برآورد آب مورد نیاز گیاهان عمده زراعی و باغی کشور (فرشی و همکاران، ۱۳۷۷) اطلاعاتی در باره نیاز آبی کلزا، پنبه، کنف، یولاف، چاودار، تریتیکاله و مارچوبه برای منطقه مورد نظر وجود ندارد. بیشتر این گیاهان برای این منظور امیدبخش هستند. برای ادامه، این محصولات نادیده گرفته می‌شوند و گیاه مورد نظر از میان باقی‌مانده گیاهان انتخاب می‌شود. بدیهی است چنانچه در نظر بود که طرح حاضر به اجرا در بیاید، باید تلاش بیشتری برای برآورد آب مورد نیاز آنان انجام می‌شد.



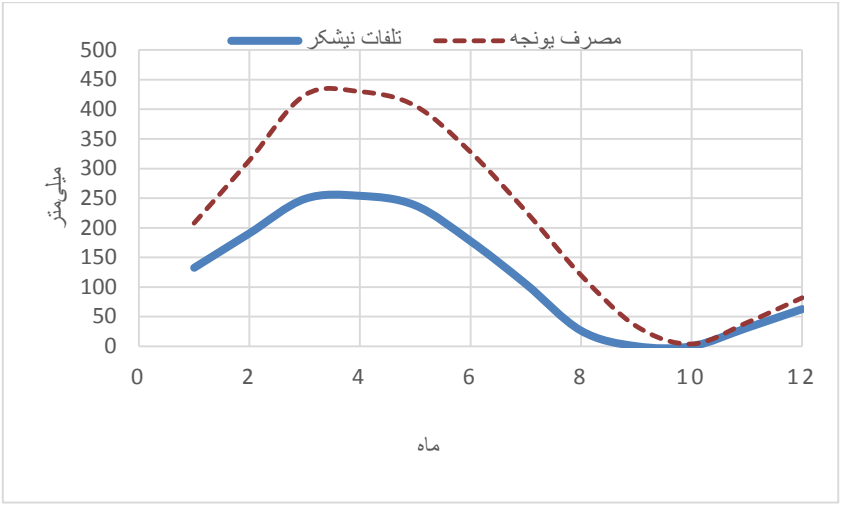
شکل ۱۰-۲- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف چند گیاه مقاوم به شوری

جدول۱۰-٤- مقایسه نیاز خالص و ناخالص و تلفات گیاهان الگوی کشت (میلی‌متر)

	گیاه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع
خالص	نیشکر	۱۶۲	۲۳۳	۳۰۴	۳۱۰	۲۹۱	۲۱۷	۱۲۹	۳۲	۰	۰	۳۸	۷۷	۱۷۹۲
	چغندر قند	۱۱۷	۳۵	۰	۰	۰	۹۴	۴۶	۳۶	۱۶	۷	۳۷	۶۸	۴۵۶
	جو	۱۲۴	۲۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۹	۶۳	۲۲۷
	یونجه	۱۰۴	۱۵۷	۲۱۲	۲۱۵	۲۰۳	۱۶۴	۱۱۴	۶۰	۱۷	۲	۲۰	۴۱	۱۳۰۹
ناخالص	**نیشکر**	۲۹۴	۴۲۴	۵۵۳	۵۶۴	۵۲۹	۳۹۵	۲۳۴	۵۸	۰	۰	۶۹	۱۳۹	۳۲۵۸
	چغند رقند	۲۳۴	۷۰	۰	۰	۰	۱۸۸	۹۲	۷۲	۳۲	۱۴	۷۴	۱۳۶	۹۱۲
	جو	۲۴۸	۴۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۳۸	۱۲۶	۴۵۴
	یونجه	۲۰۸	۳۱۴	۴۲۴	۴۳۰	۴۰۶	۳۲۸	۲۲۸	۱۲۰	۳۴	۴	۴۰	۸۲	۲۶۱۸
تلفات	**نیشکر**	۱۳۲	۱۹۱	۲۴۹	۲۵۴	۲۳۸	۱۷۸	۱۰۵	۲۶	۰	۰	۳۱	۶۳	۱۴۶۶
	چغند رقند	۱۱۷	۳۵	۰	۰	۰	۹۴	۴۶	۳۶	۱۶	۷	۳۷	۶۸	۴۵۶
	جو	۱۲۴	۲۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۹	۶۳	۲۲۷
	یونجه	۱۰۴	۱۵۷	۲۱۲	۲۱۵	۲۰۳	۱۶۴	۱۱۴	۶۰	۱۷	۲	۲۰	۴۱	۱۳۰۹

به طوری که دیده می‌شود، از میان این گیاهان تنها یونجه است که مصرف آن با تلفات یا زهاب نیشکر از روند یکسانی پیروی می‌کند (شکل ۱۰- ۲ و ۱۰- ۳). در شکل ۱۰-۳ تنها تلفات نیشکر و مصرف یونجه با یکدیگر مقایسه شده‌اند.

به نظر می‌رسد که بهترین ترکیب کشت برای مراحل اول و دوم به ترتیب نیشکر و یونجه است. نیشکر که با آب جاری کارون آبیاری می‌شود و کشت یونجه که با زهاب نیشکر آبیاری می‌شود. جدول ۱۰- ۵ به مقایسه تلفات نیشکر(زهاب) و مصرف یونجه می‌پردازد.

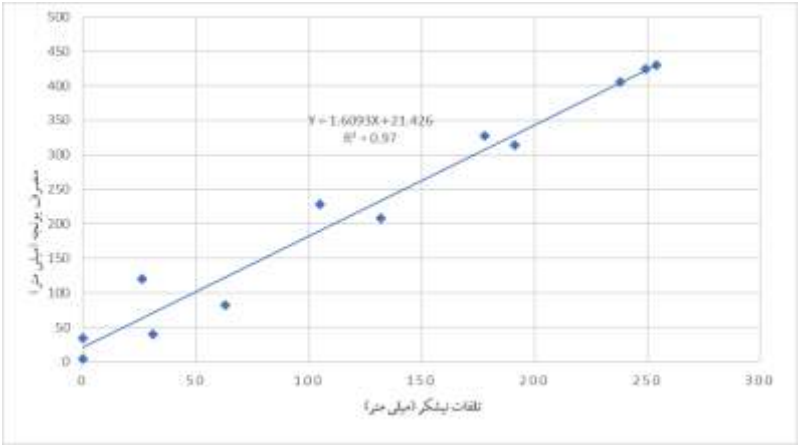


شکل ۱۰-۳- مقایسه تلفات نیشکر با مصرف یونجه

جدول ۱۰- ۵ - مقایسه تلفات نیشکرو مصرف یونجه (میلی‌متر)

	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
تلفات نیشکر	۱۳۲	۱۹۱	۲۴۹	۲۵۴	۲۳۸	۱۷۸	۱۰۵	۲۶	۰	۰	۳۱	۶۳
مصرف یونجه	۲۰۸	۳۱۴	۴۲۴	۴۳۰	۴۰۶	۳۲۸	۲۲۸	۱۲۰	۳۴	۴	۴۰	۸۲

برای رسیدن به نحوه تسهیم اراضی بین این دو محصول، منحنی تغییرات این دو پارامتر نسبت به یکدیگر در شکل ۱۰-۴ نشان داده شده است. این منحنی گویای این است که زهاب نیشکر از نظر مقدار تا اندازه زیادی ($R^2 =$ ۰/۹۷) متناسب با نیاز یونجه است. مساحت زمین باید به نسبت ۱/۶ برای نیشکر و ۱/۰ برای یونجه تقسیم شود. بدیهی است این نسبت با توجه به لزوم در نظر گرفتن زمین برای مراحل بعدی ممکن است تعدیل شود.



شکل ۱۰-٤ - مصرف یونجه نسبت به زهاب نیشکر

۱۰- ۳- ۱- آتـریپلکس

آتریپلکس که به آن در گویش‌های گوناگون سلمکی، سلمک سا، علف شور یا بوته شور نیز گفته می‌شود، گیاهی همیشه سبز است که در گروه گیاهان شورزی قرار دارد. گفته می‌شودکه می‌توان از آب دریا برای آبیاری آن استفاده کرد. چنانچه بدان توجه کافی شود، می‌تواند در فصل تابستان و پائیز، که بیشتر گیاهان از بین می‌روند، پروتئین زیاد و علوفه آبداری تولید کند.

ریشه‌های این گیاه، راست و عمیق است، به گونه‌ای که گاهی تا عمق چهار متر نیز پیش می‌رود. شاخ و برگ این گیاه، با گسترش زیادی که دارد به صورت درختچه‌ای درمی‌آید.

قلمـه آتـریپلکس در مخلوطی از ۴۰ درصـد خـاک، ۴۰درصـد کمپوسـت و ۲۰ درصـد ماسـه پـرورش داده می‌شود و سپس به مزرعه یا باغ منتقل می‌گردد.

مطالعاتی که در کشور آمریکا انجام شده، نشان داده است که گونه‌هایی که تحت شرایط دیم ۱ تا ۲ تن بر هکتار عملکرد داشته‌اند، می‌توانند در شرایط آبیاری با آب‌های شور ۱۱ تا ۲۳ تن بر هکتار ماده خشک تولید کنند. این مقدار علوفه قابل رقابت بـا عملکـرد علوفـه‌هـایی ماننـد یونجه در کشاورزی رایج تحت شرایط آبیاری با آب شیرین است.

در آزمایشی که در جزیره قشم انجام شد، پس از ۴ هفته از انتقال نهال های آتریپلکس هالیموس (A. halimus) به مزرعه، ریشه گیاه به پایداری کامل رسید، و به تدریج آب آبیاری لب شور با مقادیر ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰درصد شوری آب دریا جایگزین آب آبیاری گردید. در این آزمایش بوته‌های آتریپلکس که در آذر ماه به خاک مزرعه انتقال یافته بود، در فروردین ماه به عرض متوسط ۱۳۰ و ارتفاع ۱۸۰سانتیمتر رسیدند.

۱۰- ۳- ۲- اکالیپتوس

اُکالیپتوس[1] (به پارسی بیدبویه یا پَشه رَم) بیش از ۷۰۰ گونه دارد. اکالیپتوس‌ها بومی استرالیا هستند و نزدیک ۷۵ درصد از جنگل‌های این کشور، از این گیاه پوشیده شده است. اکالیپتوس‌ها تند رشد هستند و در مناطق گوناگونی از دنیا و به‌طور گسترده در جهان گرمسیری و معتدل از جمله قاره آمریکا، اروپا، آفریقا، حوزه مدیترانه، خاورمیانه، چین و شبه‌قاره هند کشت می‌شوند. این گیاهان در صنایع چوب، کاغذ و خمیرکاغذ، تولید اسانس و روغن اکالیپتوس، مالچ و رنگ مورد استفاده هستند. اکالیپتوس‌ها در هر دو شکل خزان شونده و همیشه سبز وجود دارند. بزرگی آن‌ها متفاوت است و به‌طور کلی از نظر اندازه به چهار گروه کوتاه (تا ۱۰ متر)، متوسط (۱۰ تا ۳۰ متر)، بلند (۳۰ تا ۶۰ متر) و بسیار بلند(بیش از ۶۰ متر) تقسیم می‌شوند.

اکالیپتوس‌ها با توجه به سازگاری در مناطق گرمسیری و مقاومت نسبی به شوری و تاحدی خشکی محیط می‌توانند یکی از بهترین گزینه‌ها برای زراعت چوب در مناطق جنوبی کشور باشند. نتایج طرح‌های پژوهشی اجراشده توسط مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، نشان داده است که اکالیپتوس (Eucalyptus camaldulensis) در شرایط محیطی و اکولوژیکی جنوب ایران سازگاری بسیار مناسبی دارد (شکل ۱۰- ۵).

1 Eucalyptus

عکس: سعیده اسکندری، شهریور ۱۳۹۸

شکل ۱۰-۵ - اکالیپتوس‌کاری‌های استان خوزستان

در همین راستا، پروژه "تعیین اراضی مستعد زراعت چوب با استفاده از اکالیپتوس در استان خوزستان" توسط مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور از ابتدای ۱۳۹۸ آغاز شد. براساس نتایج این پروژه، مشخص شد که استان خوزستان پتانسیل بسیار خوبی برای توسعه زراعت چوب با اکالیپتوس دارد. براساس نتایج به‌دست آمده، وسعت اراضی با پتانسیل بسیار مناسب و مناسب برای زراعت چوب اکالیپتوس در استان خوزستان، نزدیک ۶۰۰ هزار هکتار، شامل شنزارها، برآورد شد. پیر و کرک (۱۹۸۶) با مقایسه چند گونه اکالیپتوس دریافتند که یک واریته از E. platypus وگونه‌های Eucalyptus occidentalis، E. sargentii می‌توانند تا شوری ۳۰ دسی زیمنس بر متر را تحمل کنند. سالما و همکاران (۱۹۹۴) مقدار تبخیر و تعرق Eucalyptus camaldulensis را بین ۱/۹ میلی‌متر در روز تا ۲/۲۵ میلی‌متر در روز در زمستان دراسترالیای غربی برآورد کرده‌اند. در مورد نیاز آبی اکالیپتوس در خوزستان اطلاعی در دست نیست و برای برنامه‌ریزی باید فرضیاتی را پذیرفت.

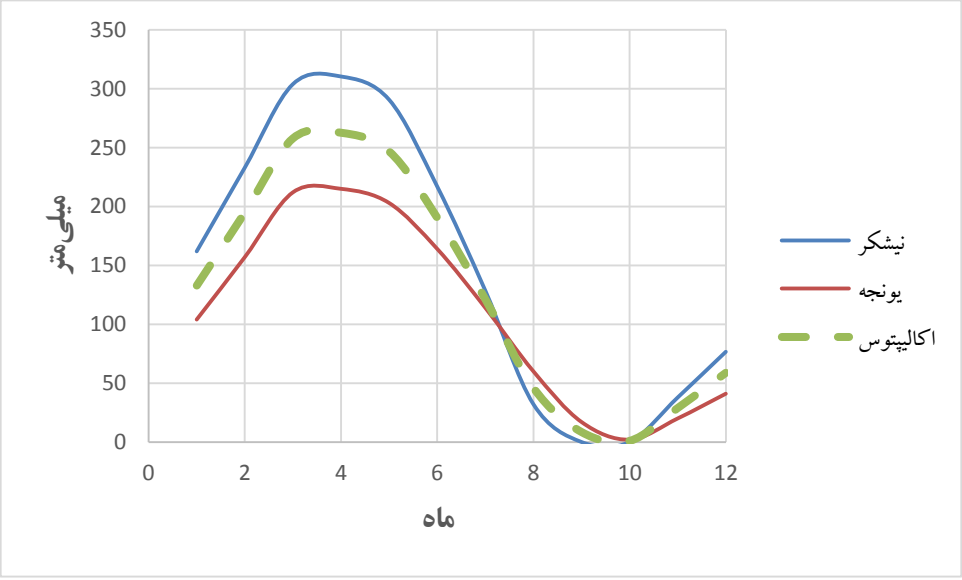
۱۰- ۳- ۳- انتخاب گیاه شورزی

با در نظر گرفتن سه گیاه آتریپلکس، اکالیپتوس و سالیکورنیا باید یکی را به عنوان گزینه مطلوب پذیرفت. بی‌تردید گیاهان مناسب دیگری را نیز می‌توان برای این منظور در نظر گرفت. از میان این سه گیاه، سالیکورنیا علفی، آتریپلکس درختچه و اکالیپتوس درخت هستند. سالیکورنیا به صنعت پایین دستی مانند روغن کشی نیاز دارد. چیزی که در حال حاضر در خوزستان وجود ندارد. آتریپلکس علوفه دام است و چون نیمه خشبی است، به طور معمول، بیشتر خوراک دام‌های بزرگ و بویژه شتر است. به نظر نمی‌رسد که شرکت‌های کشت و صنعت نیشکری علاقه‌ای به شترداری یا ورود شتر به مزارع خود داشته باشند. اکالیپتوس درختی است تند رشد که افزون بر روغن و اسانس، چوب آن در صنایع چوب مشتریان فراوانی دارد. در خوزستان کارخانه فیبر و نئوپان و کاغذ وجود دارد که می‌توانند مشتری آن باشند. یک شرکت در شهرستان شوش وجود دارد که خود پرورش دهنده اکالیپتوس است و محصولات چوبی دیگران را نیز خریداری می‌کند. با در نظرگرفتن این موارد، در این طرح فرضی، اکالیپتوس به عنوان گیاه شورزی در نظر گرفته می‌شود که زهاب یونجه با هدایت الکتریکی ۱۰ دسی زیمنس بر متر را به عنوان آب آبیاری مصرف می‌کند و انتظار می‌رود که زهابی با هدایت الکتریکی ۱۵ دسی زیمنس بر متر را خارج کند.

۱۰- ۳- ۳- ۱- نیاز آبی اکالیپتوس

راد(۱۳۹۷) نیاز آبی سالانه اکالیپتوس در یزد را ۲۷۰۰۰ مترمکعب در سال برآورد کرده است. وی در باره نیاز آبی ماهانه گیاه اظهار نظری نکرده است. با کمبود اطلاعات در باره نیاز آبی اکالیپتوس، فرض شده است که نیاز آبی این گیاه میانگین نیاز آبی نیشکر و یونجه در خوزستان باشد. با پذیرش چنین فرضی، شکل ۱۰-۶ برآورد نیاز آبی اکالیپتوس در ماه‌های گوناگون در شمال خوزستان را نشان می‌دهد. در جدول ۱۰-۶ مقدار خالص و ناخالص آب مورد نیاز و تلفات مزرعه یونجه که صرف آبیاری اکالیپتوس می‌شود، نشان داده شده است. به موجب این محاسبات آب مصرفی

اکالیپتوس در شمال اهواز ۳۰۰۰۰ متر مکعب در هکتار برآورد شده است که در مقایسه با مصرف سالانه این گیاه در یزد مطابقت کافی دارد. در این شکل و جدول به خوبی هم روند بودن این دو دیده می‌شود.



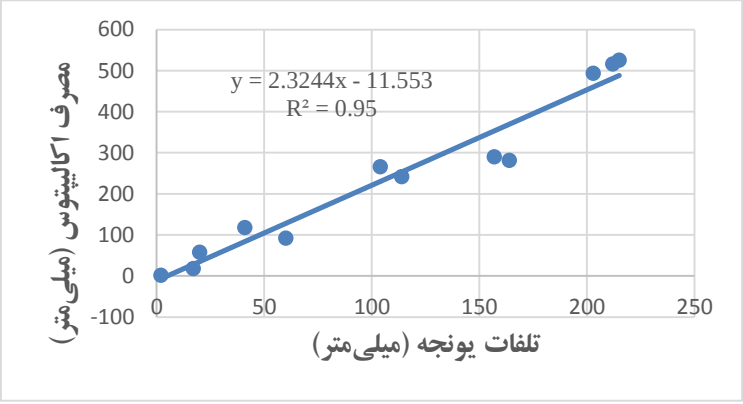
شکل ۱۰-۶- برآورد نیاز آبی اکالیپتوس در ماه‌های گوناگون در شمال خوزستان

۱۰- ۳- ۳- ۲- سطح زیر کشت اکالیپتوس

برای رسیدن به نحوه تسهیم اراضی بین یونجه و اکالیپتوس، منحنی تغییرات نیاز آبی این دو نسبت به یکدیگر در شکل ۱۰- ۷ نشان داده شده است. این منحنی گویای این است که زهاب یونجه از نظر مقدار تا اندازه زیادی (R^2 = ۰/۹۵) متناسب با نیاز اکالیپتوس است. مساحت زمین باید به نسبت ۲/۳ برای یونجه و ۱/۰ برای اکالیپتوس تقسیم شود. بدیهی است این نسبت با توجه به لزوم در نظر گرفتن زمین برای تبخیرکننده خورشیدی باید تعدیل شود.

جدول ۱۰- ٦ - مقایسه تلفات یونجه و مصرف اکالیپتوس (میلی‌متر)

		فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع
خالص	یونجه	۱۰۴	۱۵۷	۲۱۲	۲۱۵	۲۰۳	۱۶۴	۱۱۴	۶۰	۱۷	۲	۲۰	۴۱	۱۳۰۹
	اکالیپتوس	۱۳۳	۱۹۵	۲۵۸	۲۶۳	۲۴۷	۱۹۱	۱۲۱	۴۶	۹	۱	۲۹	۵۹	۱۵۰۰
ناخالص	یونجه	۲۰۸	۳۱۴	۴۲۴	۴۳۰	۴۰۶	۳۲۸	۲۲۸	۱۲۰	۳۴	۴	۴۰	۸۲	۲۶۱۸
	اکالیپتوس	۲۶۶	۲۹۰	۵۱۶	۵۲۶	۴۹۴	۲۸۲	۲۴۲	۹۲	۱۸	۲	۵۸	۱۱۸	۳۰۰۰
تلفات	یونجه	۱۰۴	۱۵۷	۲۱۲	۲۱۵	۲۰۳	۱۶۴	۱۱۴	۶۰	۱۷	۲	۲۰	۴۱	۱۳۰۹
	اکالیپتوس	۱۳۳	۱۹۵	۲۵۸	۲۶۳	۲۴۷	۱۹۱	۱۲۱	۴۶	۹	۱	۲۹	۵۹	۱۵۰۰



شکل ۱۰-۷- مصرف اکالیپتوس نسبت به زهاب یونجه

۱۰-٤- سطح زیر کشت گیاهان گوناگون در ترکیب کشت

همان طور که گفته شد سطح واحد زراعی مورد نظر ۱۰۰۰ هکتار است که به چهار قسمت تقسیم می‌شود؛ نیشکر، یونجه، اکالیپتوس و تبخیرکننده. هر قطعه زراعی با طول ۱۰۰۰ متر و پهنای ۲۵۰ متر (طول نشتی) ۲۵ هکتار است. در این مرحله یک قطعه زراعی برای تبخیرکننده در نظر گرفته می‌شود. از این رو باید ۹۷۵ هکتار باقی‌مانده به نیشکر، یونجه و اکالیپتوس اختصاص یابد. با توجه به محاسبات

انجام شده، نسبت سطح زیر کشت نیشکر و یونجه ۱/۶ به ۱ و نسبت سطح زیر کشت یونجه و اکالیپتوس ۲/۳ به ۱ است. به این ترتیب مساحت هر قسمت، پس از تعدیل به ۲۵ هکتار (مساحت هر قطعه) به شرح زیر خواهد بود:

مساحت نیشکر	۵۲۵ هکتار
مساحت یونجه	۳۲۵ هکتار
مساحت اکالیپتوس	۱۲۵ هکتار
مساحت حوضچه تبخیری	۲۵ هکتار

این ارقام با توجه به موقعیت کانال‌ها و زهکش‌های واحد می‌تواند اندکی تغییر کند.

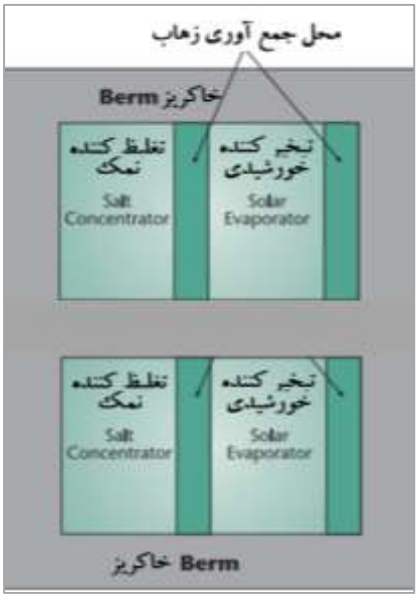
۱۰- ۵- تبخیرکننده خورشیدی

هدف تبخیرکننده خورشیدی تبخیر آب به شکلی قابل قبول است. برای تبخیر زهاب نهایی می‌توان از روش‌های غرقابی، اسپری و آبپاش آبیاری بارانی استفاده کرد، لیکن خطراتی در ارتباط با هر یک از آن‌ها وجود دارد. روش‌های غرقابی می‌توانند به حیات وحش آسیب برسانند. برتری روش‌های اسپری یا آبپاشی این است که سرعت تبخیر در آن‌ها بیشتر است. در این روش‌ها خطر بادبردگی نمک به پیرامون تبخیرکننده‌ها وجود دارد.

با توجه به مساحت لازم برای تبخیرکننده خورشیدی، بهتر است که حوضچه به چند بخش یا سلول تقسیم شود و به طور متناوب از بخش‌ها یا سلول‌ها استفاده کرد. از خاک‌های اضافی می‌توان برای ساخت خاکریزهای پیرامون سلول‌ها استفاده کرد. در این طرح مفهومی، مساحت مورد نظر به چهار بخش مساوی تقسیم می‌شود.

ترکیب یک تبخیرکننده خورشیدی با یک تغلیظ کننده نمک می‌تواند سرعت تبخیر را افزایش دهد (شکل ۱۰-۸). زهاب به تغلیظ‌کننده خورشیدی شیبدار پاشیده می‌شود و بازیافت می‌گردد، تا زمانی که آب به غلظت مشخصی از نمک برسد. سپس، شورابه بسیار غلیظ به تبخیرکننده خورشیدی شیب دار پاشیده می‌شود تا نمک را به شکل کریستالی خشک در آورد.

برتری اصلی این تقسیم بندی، کوچک تر کردن منطقه برداشت نمک است. فضای باقی‌مانده می‌تواند به فرآوری نمک قابل فروش اختصاص یابد.



شکل ۱۰-۸- دو واحد جداگانه تغلیظ کننده و تبخیرکننده

به طور کلی، نرخ تبخیر در یک تبخیرکننده غرقابی (تالاب) و تبخیرکننده بارانی به ترتیب ۷۰ و ۱۳۰ درصد سرعت تبخیر از تشتک تبخیر کلاس A است. در روش بارانی، دست یابی به مقدار گفته شده در صورتی امکان پذیر است که از آب پاش‌های با نازل کم قطر استفاده شود و فشار کار تا جای ممکن که بادبردگی به نقاط پیرامونی را در پی نداشته باشد، افزایش داده شود. اندازه تخمینی تبخیرکننده برای فرآوری مقدار معینی از زهاب در منطقه‌ای با تبخیر سالانه ۳۱۵۰ میلی‌متر به شرح جدول ۱۰-۷ است:

جدول ۱۰-۷- برآورد مساحت تبخیرکننده بر پایه داده‌های سالانه

شرح	غرقابی	بارانی
تبخیر از تشتک (میلی‌متر در سال)	۳۱۵۰	۳۱۵۰
تبخیر از تبخیر کننده (میلی‌متر در سال)	۲۲۰۵	۴۰۹۵
تبخیر از هر متر مربع از تبخیر کننده (متر مکعب در سال)	۲/۲	۴/۱
مساحت لازم برای تبخیر یک متر مکعب در سال (متر مربع)	۱: ۲/۲ = ۰/۴۵	۰/۲۴
مساحت لازم برای تبخیر یک متر مکعب در سال با ضریب اطمینان ۱/۲۵ (متر مربع)	۰/۵۷	۰/۳۱

این محاسبه بر پایه تبخیر سالانه است و مقدار دقیق مساحت تبخیرکننده را نشان نمی‌دهد. نرخ تبخیر در طول سال در نوسان است. به طور معمول، کمترین مقدار در اواخر پاییز، زمستان و اوایل بهار و بیشترین مقدار در تابستان و اوایل پاییز روی می‌دهد. چنین به نظر می‌رسد که محاسبه سطح مورد نیاز برای تبخیرکننده باید برای ماهی که سرعت تبخیر کمترین مقدار را دارد انجام شود. در هر حال، با توجه به این که مقدار زهاب تولیدی نیز از ماهی به ماه دیگر متفاوت است، این محاسبات باید برای همه ماه‌ها انجام شود و بزرگترین آن‌ها به عنوان سطح مورد نیاز برای تبخیرکننده مورد توجه قرار گیرد. میانگین تبخیر ماهانه ایستگاه اهواز در جدول ۱۰- ۸ ارائه شده و بر پایه آن، سطح مورد نیاز برای تبخیر زهاب باقی‌مانده محاسبه شده است.

چنانچه تبخیرکننده به طور دائمی‌در طول شبانه روز کار نکند، باید تعدیل دیگری نیز در این محاسبه منظور شود.

جدول ۱۰- ۸ نشان می‌دهد که برای تبخیر زهاب اکالیپتوس به روش غرقابی (تالاب) به ۱۰۰ هکتار تبخیرکننده نیاز هست؛ در حالی که با روش آبیاری بارانی این سطح را می‌توان به نزدیک ۵۰ هکتار کاهش داد. به این ترتیب، طراحی تبخیرکننده به روش بارانی دنبال می‌شود.

جدول ۱۰- ۸ - تبخیر ماهانه اهواز و مساحت لازم برای تبخیرکننده خورشیدی

	فروردین	اردی بهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
تبخیر از تشتک (میلی‌متر)	۲۵۶	۳۸۴	۴۸۲	۴۹۸	۴۳۰	۳۳۵	۲۲۴	۱۱۷	۶۸	۶۶	۱۰۱	۱۸۶
تبخیر از تبخیر کننده غرقابی (میلی‌متر)	۱۷۹	۲۶۹	۳۳۷	۳۴۹	۳۰۱	۲۳۴	۱۵۷	۸۲	۴۸	۴۶	۷۰	۱۳۰
تبخیر از تبخیر کننده بارانی (میلی‌متر)	۳۳۳	۴۹۹	۶۲۷	۶۴۷	۵۵۹	۴۳۶	۲۹۱	۱۵۲	۸۸	۸۶	۱۳۱	۲۴۲
زهاب اکالیپتوس (میلی‌متر)	۱۳۳	۱۹۵	۲۵۸	۲۶۳	۲۴۷	۱۹۱	۱۲۱	۴۶	۹	۱	۲۹	۵۹
زهاب اکالیپتوس (میلیون متر مکعب)	۰/۱۷	۰/۲۴	۰/۳۲	۰/۳۳	۰/۳۱	۰/۲۴	۰/۱۵	/۰۶	۰/۰۱	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۷
تبخیرکننده غرقابی												
سطح تبخیر کننده (هکتار)	۹۳	۹۱	۹۶	۹۴	۱۰۳	۱۰۲	۹۶	۷۰	۲۳	۳	۵۲	۵۷
تبخیرکننده بارانی												
سطح تبخیر کننده (هکتار)	۵۰	۴۹	۵۱	۵۱	۵۵	۵۵	۵۲	۳۸	۱۳	۱	۲۸	۳۱

۱۰-۶- تعدیل مساحت هنگامی که از روش تبخیرکننده بارانی استفاده شود

با مشخص شدن این که ۲۵ هکتار زمینی که برای واحد تبخیرکننده در نظر گرفته شده بود و به جای آن باید ۵۰ هکتار در نظر گرفته شود، مساحت قطعه‌های زیر هر واحد به شرح زیر تعدیل می‌شود:

مساحت نیشکر ۵۲۵ هکتار

مساحت یونجه ۳۰۰ هکتار

مساحت اکالیپتوس ۱۲۵ هکتار

مساحت حوضچه تبخیری ۵۰ هکتار

این ارقام با توجه به موقعیت کانال‌ها و زهکش‌های واحد می‌تواند اندکی تغییر کند.

۱۰- ۷- احداث تاسیسات ذخیره زهاب (مخازن ذخیره سازی)

چنانچه دامنه تغییرات در طول ماه مورد نظر زیاد نباشد، به مخزن ذخیره زهاب نیازی نخواهد بود.

۱۰- ۸- استحصال مواد معدنی و نمک از شورابه

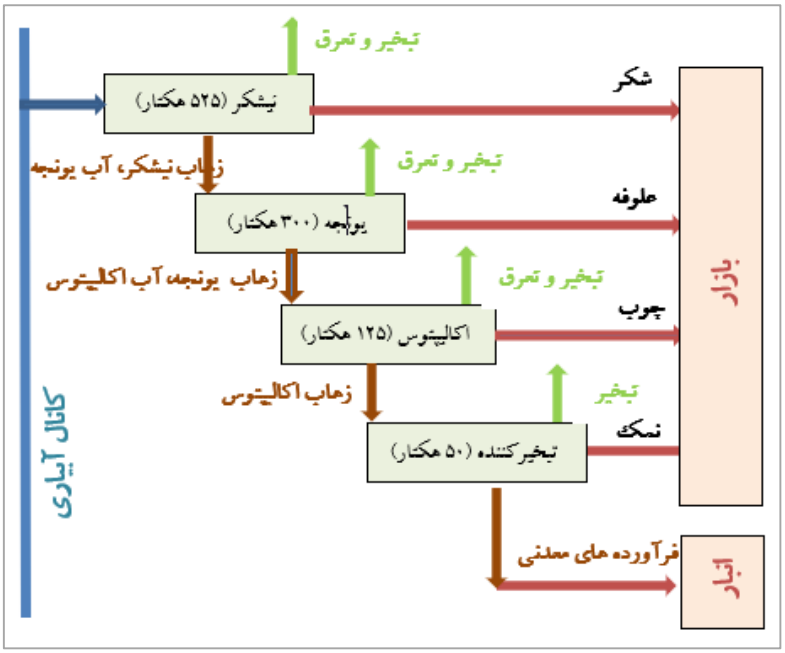
استحصال انواع نمک‌های صنعتی، افزون بر نمک خوراکی از جمله استفاده‌های مفید و اقتصادی از منابع آب‌های شور می‌تواند باشد. نمک‌های معدنی با ارزش دیگری نیز در آب‌های شور وجود دارند که می‌توانند به طور اقتصادی استخراج شوند. برخی از این نمک‌ها عبارتند از انواع نمک‌های سدیم، منیزیم، پتاسیم،کلسیم و نمک‌های دیگر مانند بورات و یُد. این مواد، بسته به نوع خود، در طیف گسترده‌ای از صنایع مانند فلزات، خوراک دام، کودهای کشاورزی، اصلاح خاک، بهداشتی، غذایی و آزمایشگاهی کاربرد دارند.

۱۰- ۹- نتیجه طراحی

شکل ۱۰-۹ به طور خلاصه نتایج کلی طراحی را نشان می‌دهد. این نتیجه موارد زیر را آشکار می‌کند:

- مساحت زیر کشت نیشکر از ۱۰۰۰ هکتار به ۵۲۵ هکتار کاهش می‌یابد؛
- مقدار آب سالانه وارد شده به واحد ۱۰۰۰ هکتاری از ۳۲/۶ به ۱۷/۱ میلیون متر مکعب در سال کاهش می‌یابد که نشان دهنده کاهش مصرف آب به مقدار ۴۸ درصد است؛
- زهاب سالانه طرح ۱۴/۷ میلیون متر مکعب بوده که به صفر کاهش یافته است.
- نمک و آلوده کننده دیگری به منبع پذیرنده زهاب وارد نمی‌شود؛ و
- هرچند این کار از دیدگاه محیط زیست اقدامی‌پسندیده به نظر می‌رسد، لیکن باید از نظر اقتصادی نیز اقدامی‌موجه باشد؛ موضوعی که نیاز به بررسی بیشتر دارد.

دفع نمک به دست آمده مهم‌ترین بخش فرایند سامانه جامع مدیریت زهاب است. چنانچه این کار به درستی انجام نشود، فواید محیط زیستی این سامانه تحقق نخواهد یافت. نمک‌ها به هیچ صورتی نباید به محیط‌زیست بازگشت پیدا کنند. انتقال نمک‌ها به دریا و تحویل رایگان آن‌ها به صنایع می‌توانند از جمله راه‌های قابل بررسی برای دفع نمک‌ها باشند.



شکل ۱۰-۹ - خلاصه نتایج کلی برنامه ریزی برای مدیریت جامع زهکشی در مزارع نیشکر

فصل یازدهم
فناوری‌های پالایش زهاب

۱۱- ۱- پیش‌گفتار

تردیدی نیست که پیش‌گیری بهتر از درمان است. در مورد زهاب، بهتر این است که تا جای ممکن از آلوده شدن آن کاست تا محیط زیست را آلوده نکند و نیازی به پالایش زهاب نباشد. بشر تا امروز نتوانسته است که به این درجه از دانش و فناوری دست یابد و از این رو، در پی یافتن فناوری‌هایی بوده است تا بتواند زهاب را تا اندازه‌ای پالایش کند. زهکشی کنترل شده، تالاب‌های انسان ساخت، بیوراکتورها و بافرهای اشباع از جمله این فناوری‌ها به شمار می‌روند. در باره برخی از این فناوری‌ها در فصل‌های دیگر توضیحات بیشتر داده شده است. در این فصل به طور خلاصه به فناوری‌های اشاره نشده پرداخته می‌شود.

۱۱- ۲- طبقه بندی راهکارهای بهبود زهاب

پیش از معرفی راهکارهای بهبود زهاب، خوبست ابتدا چالش‌های بسیار مهم زهکشی زیر زمینی در کشور و بویژه در خوزستان شناسایی شود. این چالش‌ها را می‌توان به عوامل زیر نسبت داد (اکرم و همکاران،۲۰۱۳):

- حجم بسیار بالای زهاب (تنها در حوضه کارون حجم زهاب نزدیک دو میلیارد متر مکعب در سال برآورد شده است)؛
- کیفیت بسیار نامناسب زهاب (برآورد می‌شود که تنها در حوضه کارون سالانه نزدیک دو میلیون تن نمک و نزدیک ۱۷۰۰ تن نیترات وارد رودخانه می‌شود)؛
- نبود تخلیه گاه مناسب زهکشی؛ و سر انجام
- استفاده بیش از اندازه از کود و سمّ کشاورزی.

کیفیت زهاب کشاورزی را می‌توان در مزرعه[۱]، در کنار مزرعه[۲] و در بیرون مزرعه[۳] بهبود بخشید. انجام این کار به ریخت شناسی منطقه، سامانه مدیریت، و آلاینده‌های مورد نظر بستگی دارد. آنچه که تاکنون شناخته شده و یا در حال زایش و پیدایش است، از چند راهکار فراتر نمی‌رود. تردیدی نیست که در آینده پیشرفت‌هایی در این زمینه صورت خواهد گرفت. آگاهی از راهکارهایی که در زیر می‌آید، می‌تواند راهنمایی برای دست اندرکارانی باشد که به سلامت محیط زیست می‌اندیشند.

- راهکار نخست: طراحی مناسب سامانه زهکشی؛
- راهکار دوم: زهکشی کنترل شده؛
- راهکار سوم: مدیریت زهاب‌برها؛
- راهکار چهارم: تالاب‌های انسان ساخت؛
- راهکار پنجم: نوارهای بافر[۴]؛
- راهکار ششم: بافر اشباع[۵]؛
- راهکار هفتم: آبراه‌های سبز[۶]؛
- راهکار هشتم: کنترل رسوب در مزرعه و ورودی‌های جانبی[۷]؛
- راهکار نهم: بیوراکتورها و مانع‌های واکنشی[۸]و
- راهکار دهم: مدیریت کشاورزی.

1 Infield
2 Edge-of-field
3 Off-site
4 Buffer strips
5 Saturated buffers
6 Vegetated buffers
7 Side-inlet controls
8 Reactive barriers

۱۱- ۳- راهکار نخست: طراحی مناسب سامانه زهکشی

بی‌تردید، بهترین زمان برای توجه به بهبود کیفیت زهاب، مرحله طراحی است. عوامل موثر بر طراحی زهکش شامل ویژگی‌های زهکشی (مانند حرکت آب در خاک و درصد اشباع خاک)، هزینه (احداث و بهره برداری و نگهداری)، مدیریت زراعی(خاکورزی، نوع گیاه، و باروری خاک)، امکانات موجود (نوع لوله، عمق نصب و تراز خروجی نهایی) و نیز ملاحظات محیط زیستی (مانند سکونتگاه‌های انسانی، آشیانه‌های جانوری و اثر برحوضه آبریز) است.

۱۱-۳- ۱- اطمینان از نیاز به زهکشی

مهم ترین موضوعی که طراح باید به آن دست یابد این است که اطمینان پیدا کند که بدون زهکشی نمی‌توان به هدف‌های طرح رسید. برخی از خبرگان زهکشی امروزه عقیده دارند که "زهکشی نکنید مگر این که ضرورت کامل داشته باشد". به عبارت دیگر این گروه زهکشی نکردن اراضی را به عنوان یک اصل می‌پذیرند. زهکشی نکردن اصل است و انجام زهکشی یک استثنا، که پیش از طراحی باید لزوم انجام آن اثبات شود. در بسیاری از نقاط می‌توان با تغییر محصول کشاورزی، بخشی از زمین‌ها را از زهکشی بی نیاز کرد. شاید طراحان و برنامه ریزانی که برای نخستین بار مطالعه طرح‌های نیشکر شمال خوزستان را به عهده داشتند، می‌توانستند با کشت گیاهانی مانند غلات و چغندرقند از انجام زهکشی زیرزمینی پرهیز کنند، یا سطح زیر شبکه زهکشی را کوچکتر کنند و یا این که با کمتر کردن تراکم زهکش‌ها، حجم زهاب و مقدار آلاینده‌هایی که به محیط‌های پذیرنده زهاب می‌ریزند را به نفع محیط زیست کاهش دهند. مطالعات اقتصادی در هر مورد می‌تواند راهنمای طراحان باشد. نباید فراموش کرد که زهکشی نکردن اراضی را امروزه به عنوان یک اصل می‌پذیرند مگر این که لزوم انجام آن تایید و اثبات شود.

۱۱-۳- ۲- شدت زهکشی و عمق نصب زهکش

شدت زهکشی، خود به عمق و فاصله زهکش‌ها وابسته است. ثابت شده است که بطور معمول، مقدار آلاینده‌ای که با زهکشی از خاک خارج می‌شود به مقدار زهاب خروجی بستگی دارد؛ که خود تابعی از عمق نصب زهکش و فاصله بین زهکش‌هاست. زهکش‌های عمیق تر و یا زهکش‌های با فاصله کمتر از یکدیگر، توان انتقال زهاب بیشتری را دارند؛ و از این رو، آلاینده‌های بیشتری را به محیط زیست وارد می‌کنند. استروک و همکاران (۲۰۱۰) به نقل از سندز و همکاران (۲۰۰۸) بیان می‌کنند که زهکش‌های با عمق کمتر در مینه سوتا، زهاب کمتر و نیتروژن نیتراتی کمتری را خارج می‌کنند. همین وضعیت توسط اکرم و همکاران (۲۰۱۳) در اراضی نیشکر خوزستان نیز گزارش شده است. به همین ترتیب، استروک و همکاران (۲۰۱۰) به نقل از کلادیوکو و همکاران (۱۹۹۱) در ایندیانا دریافته اند که زهکش‌های با فاصله کمتر، نیتروژن نیتراتی بیشتری را از خاک خارج می‌سازند. از این روست که شدت زهکشی نباید با توجه به مقادیر بیشینه تاریخی در نظر گرفته شود؛ بلکه باید به اندازه‌ای باشد که بتواند توازن بین محیط زیست و عملکرد گیاه را حفظ کند.

الف) زهکشی رایج | ب) زهکشی کم عمق (ابتدای فصل رشد) | پ) زهکشی کم عمق (اواخر فصل رشد)

شکل ۱۱- ۱- اثر کاهش عمق نصب زهکش‌های زیرزمینی بر فرآیند تخلیه زهاب

۱۱-۳ - ۳- کیفیت آب زیر سطحی

بطور معمول، مکان‌های نیازمند زهکشی با توجه به مختصات فیزیکی منطقه مشخص می‌شوند؛ در حالی که بجاست در این مکان یابی، کیفیت آب زیر سطحی نیز مورد توجه قرار گیرد. در برخی مناطق، چنانچه خاک‌های دارای آلایندگی بالا کنار گذاشته شوند، می‌توان به بهبود محیط زیست امید بیشتری داشت. در خوزستان، مزارع نیشکر شمالِ استان زهابی به مراتب بهتر از مزارع جنوب استان دارند. کیفیت آب زیر سطحی، نقش بسیاری در این امر دارد. از این رو، شاید بتوان گفت که توسعه کشاورزی شمال خوزستان می‌توانست در اولویت قرار گیرد و از زهکشی خاک‌های جنوب پرهیز شود و یا در اولویت قرار نگیرد.

۱۱-۳- ٤- کنترل درازمدت شوری در ناحیه ریشه

طراحی زهکشی در مناطق خشک، باید بر پایه کنترل درازمدت شوری در ناحیه ریشه انجام شود. تا کنون بیشتر طراحی‌ها بر این پایه انجام می‌شده است که سطح آب در حدی تثبیت شود تا حرکت نمک به بالا به کمترین مقدار برسد. به این منظور عمق تثبیت سطح ایستابی "عمیق" در نظر گرفته می‌شده است. در نتیجه، بخش بیشتری از زهاب از ناحیه زیر عمق ریشه خارج می‌شده و نمک را از اعماقی بیش از حد نیاز برای رشد گیاه خارج می‌کرده است. پژوهش‌ها نشان داده اند که کاهش عمق زهکشی، بار نمک خارج شده از زهکش را به مقدار قابل توجهی کاهش می‌دهد.

۱۱-۳ - ٥- استفاده از زهکشی کنترل شده

از آنجا که زهکشی کنترل شده این امکان را فراهم می‌آورد تا سطح ایستابی را در محل دلخواه، بین سطح خاک و عمق نصب زهکش زیر زمینی نگاه داشت، می‌توان از خروج آب اضافی و آلاینده‌های همراه آن جلوگیری کرد و به منابع پذیرنده زهاب زیان کمتری وارد کرد. این روش، جدای از کاهش آب مصرفی گیاه و کاستن از حجم زهاب، می‌تواند بهره وری آب را افزایش دهد و نیتروژن نیتراتی کمتری را به محیط زیست وارد کند. پژوهش‌های به عمل آمده گواه این است که

زهکشی کنترل شده نزدیک ۴۰ تا ۵۰ درصد از حجم زهاب و نیتروژن نیتراتی و ۲۵ تا ۳۵ درصد از فسفر خروجی را کاهش می‌دهد. در این مورد در همین فصل توضیحات بیشتری ارائه می‌شود.

۱۱-۳- ٦- روش جامع مدیریت زهکشی مزرعه

در طراحی، هر جا که ممکن باشد، باید از روش جامع مدیریت زهکشی مزرعه[1] استفاده کرد؛ یکی از روش‌هایی که از حدود سه دهه پیش در دنیا معرفی شده است. باید پذیرفت که اجرای آن آسان نیست و به دانش و مدیریت زیادی نیازمند است. پژوهش‌ها نشان داده است که با مدیریت جامع می‌توان حجم زهاب و نیز عمق آبیاری را کاهش داد. در این روش، به طور معمول، در مرحله نخست گیاهان متداول منطقه با آب آبیاری مشروب می‌شوند و زهاب حاصله از آن‌ها به کشت گیاهان مقاوم‌تر مانند یونجه، چغندر قند، جو و پنبه اختصاص می‌یابد. زهاب بدست آمده از این مرحله به گیاهانی مقاوم‌تر مانند اکالیپتوس، تاغ، گز، آتریپلکس و... داده می‌شود و در پایان پیش از این که به حوضچه تبخیر برسد، گیاهان شورزی (هالوفیت) را آبیاری می‌کند. شکل ۱۰-۱ در فصل دهم، مدل مفهومی‌سامانه جامع زهکشی در مزرعه را نشان می‌دهد.

از آنجا که در این روش، در بیشتر موارد، درختان نیز در ترکیب کشت قرار می‌گیرند، به آن جنگل زراعی[2] نیز گفته می‌شود.

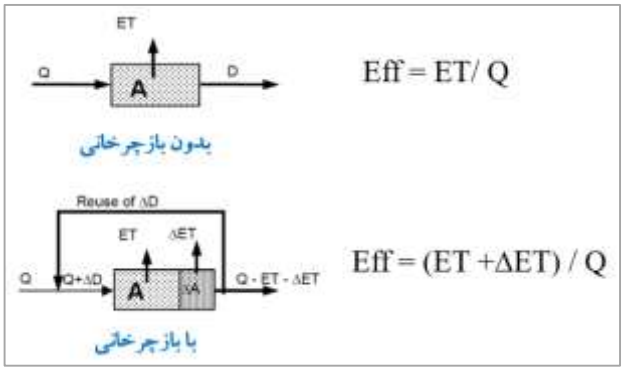
۱۱- ۳ - ۷- استفاده دوباره از زهاب

استفاده مجدد زهاب با اختلاط آن با آب زیرزمینی یا منابع آب‌های سطحی باید در مرحله مطالعات طرح با دقت ارزیابی شود. پیش از آنکه به موضوع دفع زهابی که غلظت نمک‌های آن بالاست

1 Integrated Farm Drainage Management, IFDM
2 Agroforestry

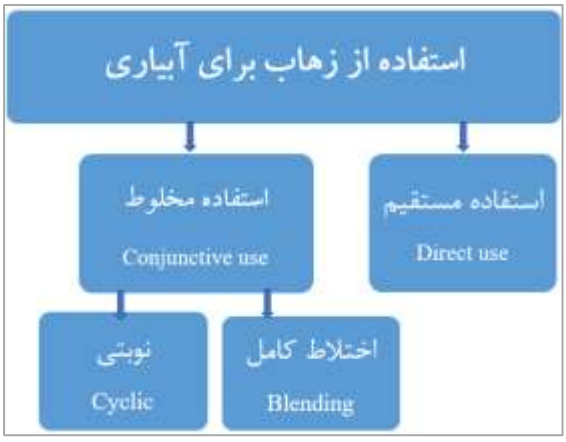
اندیشیده شود، لازم است که طرح جامع زهکشی یا کشت پیاپی گیاهان مقاوم به درجه‌های گوناگون شوری مورد توجه قرار گیرد.

در حال حاضر، استفاده از زهاب شور در درجه نخست به دلیل هزینه پایین آب بها و در درجه دوم به علت وجود نمک‌هایی که می‌توانند سمی‌باشند بسیار محدود است؛ مگر این که آب با کیفیتی بهتر وجود نداشته باشد. آبیاری با آب شور می‌تواند عملکرد محصول را کاهش دهد، از تنوع میکروبی خاک بکاهد. بازچرخانی زهاب موجب بالا رفتن کارآیی آبیاری می‌شود(شکل۱۱ -۲).



شکل ۱۱ -۲- افزایش کارآیی آبیاری با استفاده دوباره از زهاب

شیوه‌های فعلی استفاده از زهاب برای آبیاری در شکل ۱۱-۳ نشان داده شده است.

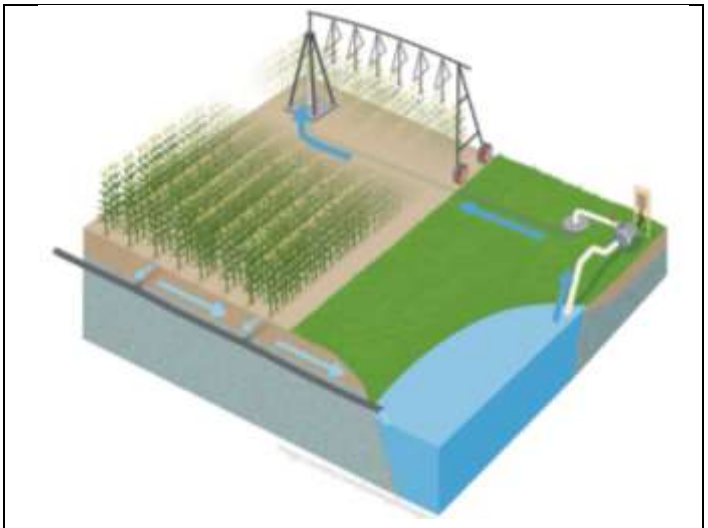


شکل ۱۱-۳ - روش‌های متداول استفاده دوباره از زهاب

شاید بتوان گفت که استفاده دوباره، کم و بیش در همه جای دنیا، و بویژه در مناطق خشک و نیمه خشکی که دچار کمبود آب هستند وجود دارد. در برخی از مناطق معتدل نیز در فصل تابستان که با کمبود آب روبرو هستند، از این شیوه استفاده می‌شود. در جایی که از منابع سطحی استفاده می‌شود، چرخش آب بین مزرعه و رودخانه به نحوی است که دست اندرکاران، آن را به استفاده دوباره و چندباره نسبت نمی‌دهند. در این مناطق، زهاب به رودخانه باز می‌گردد و در پایین دست بار دیگر مورد استفاده قرار می‌گیرد؛ بی آن که به آن نام استفاده دوباره داده شود. در ایران نیز سهم بالایی از زهاب تولیدی بخش کشاورزی، در پایین دست دوباره به مصرف می‌رسد. استفاده دوباره می‌تواند در سطح مزرعه، شبکه، یا منطقه انجام شود. نباید فراموش کرد که استفاده کامل از زهاب امکان پذیر نیست. نمک‌هایی که با آب آبیاری وارد می‌شوند، باید به نحوی از آن خارج شوند.

در سطح مزرعه، استفاده دوباره به شرطی امکان پذیر است که شوری زهاب از تحمل گیاه با درصد کاهش محصول مورد پذیرش طراح کمتر باشد. اگر منظور این باشد که گیاه هیچ کاهش محصولی نداشته باشد شوری زهاب باید از آستانه تحمل گیاه کمتر باشد. در این صورت، زارع می‌تواند آب را از زهکش روباز یا مخزن انتهای مزرعه خود به ابتدای مزرعه پمپ کند (شکل ۱۱-۴).

استفاده دوباره از زهاب می‌تواند به طریق مستقیم نباشد؛ بلکه با مخلوط کردن آب آبیاری با زهاب انجام شود. در شکل ۱۱ -۵ استفاده دوباره از زهاب در سطحی متشکل از چند مزرعه نشان داده شده است که در آن زهاب به کانال آبیاری پمپ می‌شود و با آب آبیاری مخلوط می‌گردد تا به عنوان آب آبیاری در این سطح مورد استفاده قرار گیرد. در این حالت درصدی از زهاب با آب آبیاری مخلوط می‌شود که شوری مخلوط از حد مورد نظر طراح بیشتر نباشد. بدیهی است قسمت استفاده نشده زهاب باید به شیوه متداول پیشین دفع شود.



جمع آوری زهاب زیرزمینی و پمپاژ آن به لوله ابتدای مزرعه (استفاده مستقیم از زهاب)

Transforming Drainage – Managing Water for Tomorrow's Agriculture

شکل ۱۱- ٤- استفاده دوباره از زهاب به روش مستقیم در سطح مزرعه

اختلاط زهاب و آب آبیاری در کشت و صنعت امیرکبیر، خوزستان با پمپاژ زهاب از زهکش روباز به کانال درجه دو

شکل ۱۱-۵- استفاده دوباره از زهاب به روش اختلاط در سطح بخشی از شبکه

۱۱- ۳ – ۸- پرهیز از زهکشی مناطق با آلودگی خطرناک

زهکشی، منابع آلودگی را به مکان‌های پذیرنده زهاب پیوند می‌دهد. در جهان خاک‌هایی وجود دارند که آلودگی بالایی دارند. زهکشی این نقاط می‌تواند به آلودگی بیشتر منابع پذیرنده زهاب بینجامد. مواردی در باره عناصری مانند نیتروژن، فسفر، بُر، سلنیوم و آرسنیک در برخی نقاط گیتی دیده شده است.

۱۱- ۳ – ۹- موارد دیگر

آنچه گفته شد مربوط به مواردی است که در نظر گرفتن آن‌ها موجب کاهش حجم زهاب و بهبود کیفیت آن می‌شود. طراحی مناسب زهکشی تنها به موارد گفته شده محدود نمی‌شود. بهبود طراحی نیازمند نگاه همه جانبه به طرح است. در نگاه به طراحی زهکشی، باید به فرسایش، شور شدن دوباره خاک، رواناب سطحی، بهره وری آب، هزینه‌ها و... توجه ویژه شود.

۱۱-٤- راهکار دوم: زهکشی کنترل شده

زهکشی کنترل شده که از آن بیشتر با عنوان مدیریت زهاب[1] نام برده می‌شود، تراز سطح ایستابی را درون خاک در زمان‌های گوناگون سال در اندازه دلخواه تثبیت می‌کند. به این ترتیب، مقدار زهاب و آلاینده‌ها تا اندازه‌ای تحت کنترل قرار می‌گیرند. برای این کار، از سازه‌ای ویژه و یا از شیرهای تثبیت کننده فشار در بالا دست استفاده می‌شود. ترازی که در آن سطح ایستابی تثبیت می‌شود، به عمق ریشه، فراهم آوردن شرایط لازم برای رفت و آمد ماشین‌ها و خطر بازگشت شوری به خاک ارتباط دارد.

زهکشی کنترل شده، تلفیق آبیاری و زهکشی است. به کمک لوله قائمی که در انتهای لوله‌های جانبی (لترال) یا در انتهای لوله جمع کننده (کلکتور) قرار می گیرد، یا سرریزی که قابلیت بالا وپایین رفتن

1 Drainage water management (DWM)

دارد و در سازه‌ای مانند منهول قرار می‌گیرد، سطح آب زیرزمینی در عمق دلخواه تثبیت می‌شود تا گیاه بتواند به کمک نیروی موئینه ای از آن استفاده کند. هرگاه شوری خاک افزایش پیدا کند، با پایین بردن سطح لوله (یا باز کردن شیر انتهایی و یا پایین بردن سرریز) زهکشی آزاد انجام می‌گیرد تا از بروز این مشکل جلوگیری شود. زهکشی کنترل شده می تواند نقش مهمی در حفظ آب، بالا بردن راندمان آبیاری، حفظ مواد غذایی خاک و در نهایت، حفظ کیفیت آب پایین دست داشته باشد.

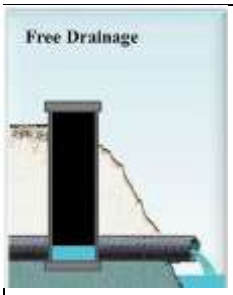
به طور خلاصه می‌توان گفت:

زهکشی کنترل شده یعنی مدیریت سطح ایستابی. زهکشی کنترل شده یعنی جلوگیری از جریان زهاب، هنگامی که گیاه به آب نیازمند است و می تواند از آبِ خاک استفاده کند. زهکشی کنترل شده سالهاست که در برخی کشورها نظیر هلند، ایالات متحده و مصر، مورد استفاده قرار می گیرد. دلیلی وجود ندارد که این روش نتواند در ایران عملکرد مناسبی داشته باشد. پژوهش‌های اندکی که در ایران انجام شده نیز موفقیت آمیز بوده است (محجوبی، ۱۳۹۱ در خوزستان در مزارع نیشکر و جوانی جونی و همکاران،۱۳۹۷ در مغان در مزارع گندم و ذرت).

زهکشی کنترل شده که هم در زهکش‌های روباز و هم در زهکش‌های زیر سطحی لوله‌ای کاربرد دارد، در سالهای اخیر توجه زیادی را به خود جلب کرده است. زهکشی کنترل شده این امکان را فراهم می‌آورد تا سطح ایستابی را بین سطح خاک و عمق نصب زهکش زیر زمینی یا کف زهکش روباز، در محل دلخواه، نگاه داشت تا از خروج آب اضافی و آلاینده‌های همراه آن جلوگیری شود و منابع پذیرنده زهاب آسیب کمتری ببینند. زهکشی کنترل شده، هنگامی‌که زهکشی مورد نیاز نیست، آب را در خاک ذخیره می‌کند تا گیاه از آن بهره مند شود. با زهکشی کنترل شده، هم می‌توان آب اضافی درون خاک و هم کمبود آب را مدیریت کرد. با کارکرد درست این روش، می‌توان به مزایای فراوانی دست یافت. از سویی، خروج آب اضافی و آلاینده‌های همراه آن کاهش می‌یابد و از سوی دیگر، ممکن است رواناب بیشتر شود. از این رو، باید به حفظ موازنه بین خروج

آلاینده‌ها از خاک و پی آمدهای ناخواسته این روش نیز توجه داشت. این روش، جدای از کاهش آب مصرفی گیاه و کاستن از حجم زهاب، می‌تواند بهره وری آب را نیز افزایش دهد و نیتروژن نیتراتی کمتری را به محیط زیست وارد کند. علت این امر را نیترات‌زدایی (دنیتریفیکاسیون) در اثر پدیدار شدن شرایط بی هوازی در خاک می‌دانند. پژوهش‌های به عمل آمده در کارولینای شمالی گواه این است که زهکشی کنترل شده نزدیک ۴۰ تا ۵۰ درصد از حجم زهاب و نیتروژن نیتراتی و ۲۵ تا ۳۵ درصد از فسفر خروجی را کاهش می‌دهد. این ارقام و اعداد در نقاط دیگر نیز مورد تایید قرار گرفته و امروز می‌توان گفت چنانچه سازه کنترل سطح آب در جای مناسب گذارده شود و به خوبی مدیریت شود، نسبت به زهکش‌های متداول، نزدیک ۳۰ درصد از مجموعه آلاینده‌هایی که از شبکه خارج می‌شود کاهش می‌یابد. افزایش عملکرد در زهکشی کنترل شده، بیش از آنچه که به زهکشی مربوط باشد، به شرایط خاک و کشاورزی مرتبط است. در هر حال، پژوهش‌های انجام شده بخوبی گواه این امر است که عملکرد نیز بین ۵ تا ۱۰ درصد افزایش می‌یابد (اسکگز و همکاران، ۲۰۰۵ و ماردا‌موتو و همکاران، ۲۰۰۷). امکان کاربرد زهکشی کنترل شده بسیار زیاد است، لیکن در عمل، بیشتر در بخش‌هایی از ایالات متحده رواج یافته است. مادراموتو و همکاران(۲۰۰۷) بر این عقیده اند که علت اصلی این امر نبود اطمینان از برگشت سرمایه و نگرانی از هزینه‌های تعمیر و نگهداری آن است. شکل ۱۱-۶ به خوبی اثر زهکشی کنترل شده بر حجم زهاب و مواد غذایی خروجی، هنگامی‌که سطح ایستابی در دو عمق تثبیت شود را نشان می‌دهد.

در برخی از کشورها از سازه‌های پیش ساخته کنترل سطح ایستابی استفاده می‌شود. در ایران که چنین سازه‌هایی وجود ندارند، باید چاهک‌های بازرسی را به طریقی اصلاح کرد که بتوان آن‌ها را به این منظور مورد استفاده قرار داد. در شکل‌های ۱۱- ۷ و ۱۱-۸ نمونه‌هایی که به نظر می‌رسد بتواند کارآیی لازم را داشته باشد، نشان داده شده است.



زهکشی متداول

زهکشی کنترل شده در سطح بالا

زهاب ۶۱ میلی‌متر در سال

بار نیتروژن نیتراتی ۳/۹ کیلوگرم در هکتار

بار فسفر کل ۰/۱۰۳ کیلوگرم در هکتار

زهکشی کنترل شده در سطح پایین

زهاب ۱۲۴ میلی‌متر در سال

بار نیتروژن نیتراتی ۸/۶ کیلوگرم در هکتار

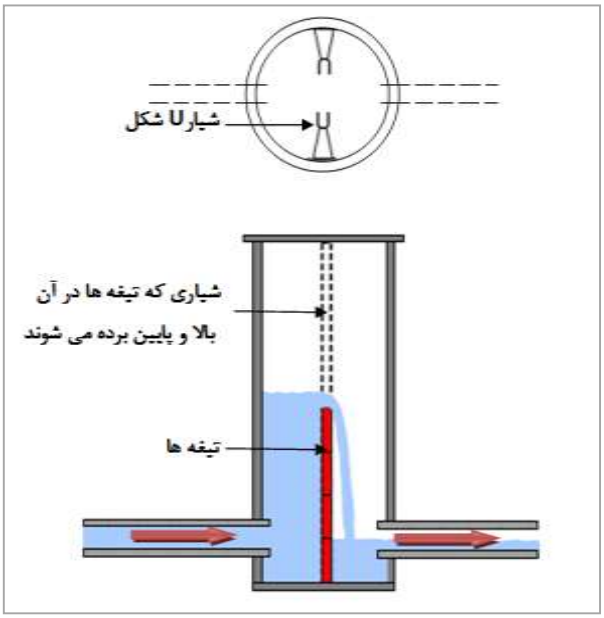
بار فسفر کل ۰/۰۹۱ کیلوگرم در هکتار

سعادت و همکاران، ۲۰۱۸

شکل ۱۱-٦ - اثر زهکشی کنترل شده بر حجم زهاب و مواد غذایی خروجی از زهکش

اکرم و تاجیک (۱۳۹۵)

شکل ۱۱– ۷- سازه پیش ساخته زهکش کنترل شده



اکرم و تاجیک (۱۳۹۵)

شکل ۱۱ -۸- نمونه‌ای ساده از سازه زهکشی کنترل شده برای کشور (میل گردها نشان داده نشده اند)

چنانچه شرایط خاک مناسب باشد، ممکن است زه کشی کنترل شده و آبیاری زیر زمینی را در هم آمیخت و از آن بطور دو منظوره استفاده کرد. اکرم و تاجیک (۱۳۹۵) به نقل از فوس و همکاران (۱۹۹۹) هدف‌های طراحی و مدیریت سیستم کنترل سطح ایستابی را چنین برشمرده اند:

- کنترل شرایط شور و سدیمی‌خاک؛
- کاهش یا حذف تنش گیاه در اثر کمبود آب؛
- کمینه کردن اثرات مخرّبِ زیست‌محیطی؛
- حفظ و کاربرد موثر آبِ حاصل از بارندگی و کاهش نیاز به آبیاری؛ و
- حفظ شرایط رطوبتی خاک به گونه‌ای که انجام عملیات دیگری مانند خاکورزی حفاظتی موثرتر و سودمندتر باشد.

۱۱-٤ - ۱- پیش نیازهای کاربرد زهکشی کنترل شده

کاربرد زهکشی کنترل شده نیازمند شرایطی است که کاربرد آن را محدود می‌کند. پیش نیازهای کاربرد زهکشی کنترل شده عبارتند از:

- اراضی کشاورزی نسبتاً مسطح؛
- استفاده از روش آبیاری سطحی؛
- دارا بودن سامانه زهکشی مصنوعی؛
- وجود چاهک‌های بازرسی یا سایر سازه‌هایی که بتوان سطح آب را در زهکش‌ها کنترل کرد؛
- وجود علاقمندی در کشاورزان؛
- یکپارچگی در اراضی وسیع؛ و
- عدم کشت محصولات گوناگون.

۱۱- ٤ - ۲- شرایط مناسب کاربرد زهکشی کنترل شده

شرایط کاربرد زهکشی کنترل شده برای مناطق مرطوب ارائه شده است. جامعه مهندسان کشاورزی و بیولوژی امریکا (۲۰۰۶) موارد زیر را پیشنهاد کرده است:

- مناطقی با سطح ایستابی بالا یا با لایه خاک با نفوذ پذیری اندک که ارزش کاهش حجم آب مصرفی آن بیش از هزینه‌های نصب ابزار کنترل زهکش باشد؛
- مناطقی که تامین آب آن، به قدر کافی، امکان پذیر باشد و زمین‌های آن برای کاربرد کشاورزی گسترده تناسب داشته باشد؛
- ظرفیت کافی تخلیه زهاب در خروجی زهکش وجود داشته باشد؛
- سطح خاک صاف و بدون شیب باشد.

پیش از آن، دانشگاه بریتیش کلمبیا (۱۹۹۸) وجود شرایط زیر را توصیه کرده بود:

- زمین مسطح باشد (اختلاف ارتفاع بین دو نقطه کنترلی کمتر از ۳۰ سانتی متر و شیب کمتر از ۰/۵درصد)؛ و
- منابع آب کافی برای تامین نیاز آبی گیاه در اوج مصرف و جبران نفوذ عمقی وجود داشته باشد.

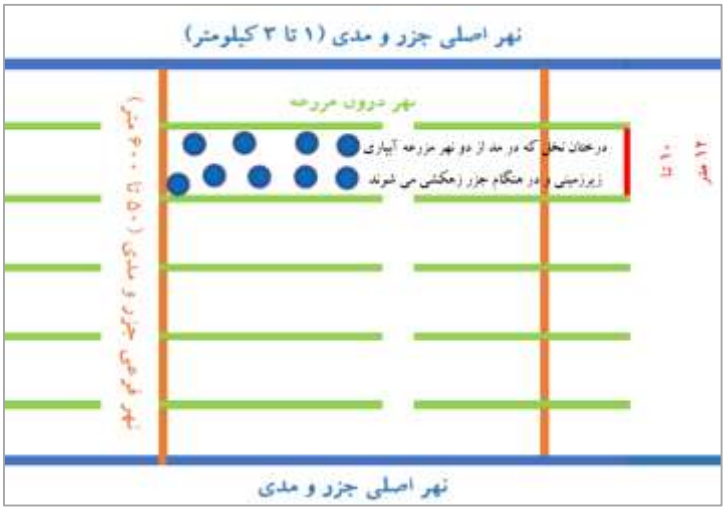
۱۱-٤ – ۳- مناطق مناسب اجرا در ایران

حوضه‌های آبریز رودخانه‌های مهم مناطق خشک و نیمه خشک جهان، به طور معمول مسطح و حاصل خیزند و در عین حال با محدودیت منابع آب روبرو بوده و کشاورزی فاریاب در آن‌ها رایج است. در این مناطق مسایل مربوط به شرایط ماندابی و شوری و راندمان پایین آبیاری، احداث زهکش را ضروری ساخته است. بنابراین به طور کلی می‌توان چنین دشت‌هایی را برای کاربرد روش زهکشی کنترل شده مناسب دانست؛ مشروط بر آن که پایش شوری خاک در برنامه قرار گیرد.

خوزستان دارای پتانسیل قابل توجهی برای اجرای سیستم‌های زهکشی کنترل شده است. به نظر می‌رسد که در طرح‌های نیشکر جنوب خوزستان، کلیه شرایط لازم برای اجرای زهکشی کنترل شده مهیاست. زمین مسطح است. در زمین‌های زهکشی شده، سازه‌های کنترل سطح آب (منهول) به اندازه کافی وجود دارد؛ تمایل صاحبان اراضی (شرکت‌های نیشکر) به مصرف کمتر آب باید در آن‌ها وجود داشته باشد؛ روش آبیاری سطحی مورد استفاده قرار می‌گیرد و در طول هر خط زهکش، تنها یک محصول یعنی نیشکر کشت می‌شود. افزون بر این، نیشکر ریشه‌ای سطحی دارد و چنانچه حالت ماندابی به مدتی طولانی ادامه نداشته باشد، به نظر نمی‌رسد که گیاه از آن آسیب ببیند (اکرم و تاجیک، ۱۳۹۵). نگرانی‌های ابراز شده در مورد زهکشی کنترل شده مزارع نیشکر، احتمال شور شدن دوباره خاک است. این نگرانی نباید زیاد جدی باشد زیرا نیشکر در خوزستان نزدیک به ۹ ماه از سال آبیاری می‌شود و در این مدت همواره جریان آب در داخل خاک از بالا به پایین است.

زهکش‌های زیرزمینی منطقه، حتی در فصل غیر آبیاری نیز همچنان آب را از درون خاک تخلیه می کنند.

در جزیره آبادان، نخیلات حاشیه اروندرود و بهمنشیر از دهه‌های گذشته با استفاده از جزر و مدّ دریا به طور متناوب آبیاری و زهکشی می شده اند. با شروع مد، آب رودخانه بالا می آید و آب از سمت رودخانه به سمت درختان جریان می یابد و ناحیه ریشه درختانی که چند متر با جوی آب فاصله دارند مرطوب می شود. این حالت چند ساعت ادامه می یابد. با شروع جزر، عمل زهکشی آغاز می شود و آب از سمت درختان به سمت رودخانه جریان پیدا می کند (شکل ۱۱-۹). این کار را می توان زهکشی کنترل شده همراه با آبیاری زیرزمینی دانست. در حال حاضر این کار تنها به وسیله طبیعت (جزر و مد) کنترل می شود. شاید بتوان با کمک انسان، کنترل بیشتری نیز بر روی آن اعمال کرد.

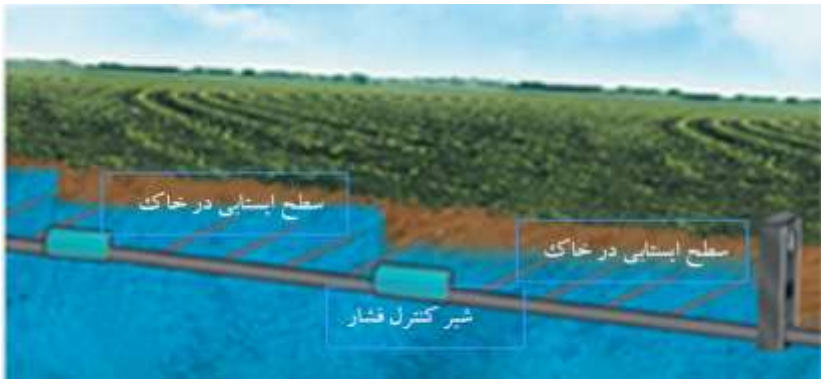


شکل ۱۱ -۹- آبیاری جزر و مدی نخل‌های آبادان

هر چند به طور نظری، تمامی‌زهکش‌های متداول را می‌توان به زهکش‌های کنترل شده تبدیل کرد، لیکن در عمل عمر شبکه و نوع لوله‌های به کار برده شده در آن از عوامل مهمی‌هستند که نمی‌توان آن‌ها را نادیده گرفت. دامنه تاثیر زهکش‌های کنترل شده به توپوگرافی، نوع گیاه و عمق ریشه آن

بستگی دارد. به طور معمول زهکشی کنترل شده برای زمین‌های هموار مناسب ترند و به هزینه کمتری نیاز دارند؛ زیرا که یک سازه می‌تواند مساحت بیشتری را پوشش دهد. ابداع و اختراع ابزار جدید، بی‌تردید، می‌تواند نقش مهمی‌در گسترش این شیوه دوست دار محیط زیست داشته باشد تا بتوان آن را در زمین‌های پرشیب نیز به کار برد.

تا چندی پیش، زهکشی کنترل شده تنها در زمین‌هایی با شیب کمتر از ۰/۵درصد (و گاهی تا یک درصد) کاربرد داشت، لیکن فناوری‌های تازه تر این امکان را فراهم کرد تا بتوان با کمک شیرهایی که فشار بالادست را کنترل می کنند، در زمین‌های با شیب بیشتر نیز از آن بهره برداری کرد. از آنجا که این شیرها در زیرِ زمین و در راستای لوله زهکشی نصب می‌شوند، مانعی برای عملیات زراعی به شمار نمی‌روند. با کاربرد این شیرها، سطح آب در زیر خاک، کم و پیش پلکانی می‌شود و می توان آن را در زمین‌هایی تا شیب دو درصد نیز به کار برد.



AgriDrain - Water GatesTM

شکل۱۱-۱۰- استفاده از شیر کنترل فشار در زهکشی کنترل شده

۱۱- ۵- راهکار سوم: مدیریت زهاب‌برها

زهاب‌برهای روباز ویژگی‌های گوناگونی دارند و از این رو، نقش آن‌ها در بهبود کیفیت زهاب نیز بسیار متنوع است. در برخی حالت‌ها، زهکش‌های کوچک تر را با اصلاح مسیر، به صورت مستقیم

و به شکل کانال در می‌آورند و به عنوان زهکش مزرعه از آن استفاده می‌کنند. گاهی نیز این زهکش‌ها از میان برداشته شده و زهکش‌های تازه‌ای که شکل هندسی دارند، جایگزین آن‌ها می‌شوند. در نقاطی که آبگذری کم است، این کانال‌ها چنانچه عمق کافی داشته باشند، می‌توانند مشکل زهکشی مزرعه را کاهش دهند. در این صورت، همین زهکش‌ها می‌توانند جایگزین لوله‌های جانبی زهکشی شوند. هنگامی‌که جریان زهاب زیاد نباشد، زهکش‌ها از دیدگاه فیزیکی و زیستی با طولانی کردن زمان ماند هیدرولیکی، همانند تالاب‌های خطی عمل می‌کنند و در زمان پرآبی، همانند رودخانه‌های کوچک، وظیفه انتقال آب را به عهده می‌گیرند. متاسفانه، این زهکش‌ها بر خلاف رودخانه‌ها، با عملیات لایروبی روبرو می‌شوند و با علف زدایی آن‌ها، خاصیت اصلی زیست‌محیطی خود را از دست می‌دهند. به این ترتیب، زهکش‌های پاک و تمیز به آبراه‌هایی برای انتقال آلاینده‌ها تبدیل می‌شوند. از این روست که امروزه زهکش‌ها را با ماشین‌های لایروبی و یا بیل مکانیکی تمیز نمی‌کنند؛ علف‌ها را نمی‌سوزانند و آن‌ها را نابود نمی‌کنند، از سموم علف‌کش نیز استفاده نمی‌کنند؛ بلکه تنها علف‌های هرز آن را کوتاه می‌کنند تا هم ویژگی هیدرولیکی کانال پایدار بماند و هم خاصیت پالایش آلاینده‌ها را حفظ کند (شکل ۱۱ -۱۱). امروزه نگهداری زهکش‌های پر علف به عنوان یکی از بهترین شیوه‌های مدیریتی[1] برای کاهش آلودگی‌های محیط زیستی شناخته می‌شود.

1 Best Management Practices (BMPs)

شکل ۱۱ -۱۱- روش درست جایگزین لایروبی زهکش‌های روباز

استروک و همکاران (۲۰۰۷) در یک پژوهش مقایسه ای، نشان دادند که بالا نگه داشتن سطح آب در زهکش (زهکشی کنترل شده)، موجب افزایش رسوبگذاری می‌شود ولی در عوض، مقدار نیتروژن نیتراتی و فسفر کل زهاب را کاهش می‌دهد.

یکی از مشکلات استفاده از سازه‌های کنترل سطح آب در زهکش‌ها، پس زدگی آب به درون زهکش‌های جانبی است. این کار می‌تواند گاهی مثبت و زمانی منفی دانسته شود. هنگامی‌می‌توان آن را مثبت دانست که زمین هموار و کم شیب باشد و بتوان با یک سازه کنترلی، سطح آب در خاکِ تعدادی از زهکش‌های جانبی را کنترل کرد. در هر حال، رفع این مشکل چاره دارد و در این حالت باید از سازه کنترلی کم ارتفاع چندگانه [1] استفاده کرد.

بهره گیری از زهکش ذوزنقه‌ای مدتی پیش در اوهایو به زیر سوال رفت. پاول و همکاران (۲۰۰۷) دریافتند که زهکش دو پله‌ای با بافری که در دو طرف دارد می‌تواند به پایداری زهکش بیفزاید، از فرسایش بکاهد و ظرفیت نگه داشت رسوب را افزایش دهد. افزون بر این، با این شیوه طراحی، هزینه لایروبی و تثبیت دیواره‌ها کاهش می‌یابد و رسوب پایین دست نیز کم می‌شود (شکل ۱۱- ۱۲).

1 Multiple low-level retention structures

هزینه حفاری این زهکش‌ها از زهکش‌های ذوزنقه‌ای بیشتر است و زمین بیشتری را از چرخه تولید کنار می‌گذارد. این گونه زهکش‌ها می‌توانند ظرفیت انتقال را بین ۲۵ تا ۱۰۰ در صد افزایش دهند و به این ترتیب، چنانچه در پایین دست زهکش تمهیداتی اندیشیده نشده باشد، خطر سیل اراضی آن را تهدید می‌کند.

در ایران، به علت خشکی هوا، استفاده از این روش‌ها، بجز در مناطق شمالی کشور، امکان پذیر نیست.

اکرم و تاجیک، ۱۳۹۵

شکل ۱۱ -۱۲ زهکش دو پله‌ای برای کاهش آلودگی‌های محیط زیستی

۱۱-٦- راهکار چهارم: تالاب‌های انسان ساخت

در برخی از سامانه‌های مصنوعی زهکشی تلاش می‌شود تا به گونه‌ای از تالاب‌های در مسیر[1] و یا در کنارگذر[2] استفاده شود. این تالاب‌ها با کمک جاندارانی که در آن‌ها وجود دارند و با افزایش زمان ماند موجب بهبود کیفیت زهاب می‌شوند. دیر زمانی است که از تالاب‌ها به عنوان عاملی موثر در پالایش زهاب زیر زمینی و رواناب استفاده می‌شود. با کمک تالاب می‌توان به هدف‌های کاهش آلودگی غیر نقطه ای، کاهش آلاینده‌هایی که با زهکش سطحی یا زیر زمینی انتقال می‌یابند، کاهش حجم زهاب، کاهش بده جریان و دبی اوج و حتی کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای دست یافت.

1 In-stream wetlands
2 Off-stream wetlands

تاثیر تالاب در پالایش زهاب به عوامل بسیاری، مانند عوامل اقلیمی(تبخیر، بارش و دما)، دبی جریان، زمان ماندِ آب در تالاب، مساحت تالاب، ویژگی‌های شیمیایی زهاب ورودی و جاندارانی که درون تالاب زندگی می‌کنند بستگی دارد. بطور کلی، کاهش بیشتر آلاینده‌ها زمانی روی می‌دهد که مقدار آلاینده‌های ورودی کمتر و زمان ماند بیشتر باشد. هر چند این شرایط موجب افزایش رسوب گذاری در تالاب می‌شود، باعث کاستن از بار آلودگی نیتروژن نیتراتی در اثر نیترات‌زدایی (دنیتریفیکاسیون) می‌گردد. تالاب‌ها می‌توانند فسفر محلول را نیز از میان بردارند ولی از مقدار فسفر کل کاسته نمی‌شود. تالاب‌ها مخزن انباشت فسفر هستند. با گذشت زمان، حتی توان پالایش فسفرِ محلولِ تالاب‌ها نیز کم می‌شود. هر چقدر فسفر ورودی از طریق زهاب بیشتر باشد، نا کارآیی تالاب‌ها در از میان برداشتن فسفر زودتر آشکار می‌شود. با اشباع شدن خاک کف تالاب از فسفر، کارآیی تالاب در حذف فسفر از بین می‌رود؛ تا اندازه‌ای که حتی می‌تواند به منبعی برای افزایش فسفر خروجی از تالاب نیز تبدیل شود. تالاب‌هایی که در مسیر زهکش ساخته می‌شوند، نقش ارزنده‌ای در بهبود کیفیت زهاب دارند. از آنجا که این گونه تالاب‌ها با تبخیر و مصرف آب بوسیله گیاهان از مقدار آب خروجی می‌کاهند، به اشتباه کاهنده زهاب دانسته می‌شوند. لایروبی تالاب‌ها از دیدگاه زیست‌محیطی، کاری درست به حساب نمی‌آید زیرا موجب از میان برداشتن جاندارانی می‌گردد که وظیفه پالایش زهاب را دارند. علاوه بر این، فسفر در تله افتاده ی کف تالاب را خارج و به پایین دست منتقل می‌کنند و افزون بر همه اینها، زمان ماند هیدرولیکی تالاب را کاهش می‌دهند. هر چند تالاب‌های انسان ساخت برای از میان برداشتن نیترات و فسفر خروجی از زهکش‌های زیر زمینی نقش موثری دارند، لیکن با محدودیت‌هایی نیز روبرو هستند. تالاب‌های انسان ساخت موجب می‌شوند تا نیاز اکسیژن بیو شیمیایی (BOD) کاهش یابد؛ عاملی که باعث کاهش اکسیژن محلول آب و مرگ و میر جانداران آبی می‌شود. تالاب‌های انسان ساخت غلظت کلی فرم‌ها و بویژه باکتری Escherichia coli را تا بیش از ۹۰ درصد کاهش می‌دهند.

مشکلات دیگری نیز برای استفاده از تالاب‌ها در مسیر زهکش‌ها وجود دارد. تالاب می‌تواند ارتباط بین قسمت‌های گوناگون زمین را دشوار کند و به یکپارچگی مزرعه آسیب بزند. بیشترین محدودیت بهره گیری از تالاب‌ها در زهکشی، هزینه ساخت یا بازسازی و زمین از دست رفته است.

کاهش غلظت نیتروژن و فسفر در تالاب‌های انسان ساخت به عوامل زیادی مانند شیوه طراحی، زمان ماند، و شرایط فیزیکی و اقلیمی‌منطقه بستگی دارد. از آنجا که دنیتریفیکاسیون با کمک میکرب‌ها انجام می‌شود، دمای آب عامل مهمی‌در بی‌خطر کردن نیترات‌هاست. در خوزستان، کانون اصلی زه کشی ایران، به سبب دمای بالای آب، نباید چنین مشکلی را انتظار داشت. زهاب این مناطق می‌تواند به تالاب‌های انسان ساخت وارد شده و در صورت داشتن کیفیت قابل قبول، پس از گذشت زمان مناسب به رودخانه بازگشت داده شود.

تالاب‌های انسان ساخت، در حقیقت، تقلیدی از تالاب‌های طبیعی هستند و هدف از ساخت آن‌ها بهینه کردن فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی زهاب است. بخش‌های بالای رسوب‌های کف، که میکرب‌های هوازی در آن فعالند، قسمتی از فسفر کل را به فسفر غیر محلول تبدیل می‌کنند. درعوض مقداری اکسایش در ترکیبات نیتروژن انجام می‌شود و غلظت نیترات بیشتر می‌شود.

در تالاب‌های انسان ساخت، بطور معمول، تنوع گیاهی چندان زیاد نیست. از آنجا که کیفیت شیمیایی آب این تالاب‌ها نیز با یکدیگر تفاوت زیادی دارند، در برابر فشارهای محیطی پاسخی یکسان نمی‌دهند. وجود گیاه در تالاب‌های انسان ساخت اهمیت زیادی دارد؛ زیرا رسوب را افزایش می‌دهد و با ایجاد شرایط غیر هوازی در این لایه، دنیتریفیکاسیون و تبدیل نیتروژن نیتراتی به شکل کم‌خطر و یا بی‌خطر نیتروژن نیتراتی سرعت می‌گیرد. وجود کربن در این لایه که از تجزیه مواد آلی به دست می‌آید، اهمیتی ویژه دارد زیرا میکرب‌هایی که وظیفه نیترات‌زدایی یا دنیتریفیکاسیون را به عهده دارند، از کربن و مواد آلی تغذیه می‌کنند. دنیتریفیکاسیون، در حقیقت همانند تنفس باکتری‌ها در محیط بی هوازی است که اکسیژن مورد نیاز خود را با احیای نیترات و تبدیل آن به

نیتریت به دست می‌آورد. گزارش شده است که زمان ماند بین ۵ تا ۲۰ ساعت (بسته به غلظت نیترات) می‌تواند برای از میان برداشتن نیترات کافی باشد.

شکل تالاب اثر زیادی بر زمان ماند و در نتیجه بر کارآیی آن دارد. بطور معمول، در تالاب‌های پهن، حرکت آب در مسیرهایی کانالیزه می‌شود و از زمان ماند می‌کاهد. مطالعه‌ای نشان داده است که کارآیی حذف نیترات در یک تالاب باریک می‌تواند تا سه برابر تالاب پهن باشد. از همین روست که تالاب‌های حذف نیترات را به صورت مجموعه‌ای از چند تالاب موازی می‌سازند تا ضمن داشتن مساحت لازم، پهن نباشند و کارآیی بیشتری را در کاهش نیترات از خود نشان دهند.

به عکس، در پالایش فسفر، هر چه سطح تالاب بیشتر باشد، کارآیی افزایش می‌یابد، زیرا با افزایش سطح، تعدادگیاه و استفاده آن‌ها از فسفر نیز بیشتر می‌شود. عمق تالاب نقش چندان زیادی در رسوب گذاری ندارد. این عوامل ممکن است باعث شود تا تالاب‌های کم عمق تر کارآیی بیشتری در از میان برداشتن فسفر داشته باشند.

تالاب‌های انسان ساخت در ابتدای بهره برداری، عملکرد بالایی دارند و با گذشت زمان، کارآیی خود را در از میان برداشتن فسفر از دست می‌دهند. بطور معمول عمر مفید تالاب‌ها در از میان برداشتن مواد غذایی نیتروژن و فسفر بیش از ۸ تا ۲۰ سال نیست. مهم ترین موضوعی که در تالاب‌های انسان ساخت موثر است، از دسترس خارج شدن مقداری زمین از چرخه تولید است. برای به دست آوردن اطلاعات بیشتر می‌توان به فصل سوم مراجعه کرد.

۱۱- ۷- راهکار پنجم: نوارهای بافر[1]

خاک‌های سالم کنار پهنه‌های آبی (رودخانه‌ها، نهرها، تالاب‌ها و دریاچه‌ها) عملکردهای حیاتی دارند. حفاظت از کیفیت آب، ایجاد زیستگاه برای ماهیان و حیات وحش از این جمله هستند. این

1 Buffer strips or Vegetative filter strips or Riparian buffers

بافر نواری یا حایل نواری یا نوار بافری که بافر سبز نیز نامیده شده است.

مناطق زمانی که تحت تأثیر شیوه‌های مدیریت ضعیف در زمین‌های زراعی و مراتع مجاور قرار می‌گیرند، می‌توانند تخریب شده و عملکرد کمتری داشته باشند. نوارهای بافری که در کنار مجاری روباز آب ایجاد می‌شوند، دو بخش را از هم جدا می‌کنند: بخش کشت و زرع و بخشی که به صورت طبیعی باقی می‌ماند. وظیفه اصلی بافرها کاستن از خطر ورود رواناب سطحی بخش کشت و زرع و مراتع به آب‌های سطحی است. شکل ۱۱ -۱۳ بافر نواری علفی را نشان می‌دهد.

شکل ۱۱ - ۱۳- بافر نواری علفی

مطالعات زیادی در باره کم‌کردن رواناب و توان کاهش انتقال مواد غذایی نوارهای بافری صورت گرفته است. در نظر گرفتن نوارهای سبز به عنوان بخش پایانی سامانه‌های زهکشی، نه تنها می‌تواند به بهبود کیفیت زهاب بینجامد، بلکه می‌تواند اثر بخشی زهکش را در درازمدت بهبود بخشد. در ابتدا از این نوارها به منظور حایل کردن جریان روی زمین[1] و در مواردی جمع آوری رواناب سطحی استفاده می‌شد. وظیفه اصلی نوارها، کاهش سرعت رواناب است. این کار با ایجاد مقاومت در برابر جریان آب در حضور گیاهان دایمی‌متراکم ایجاد می‌شود. کاهش سرعت موجب می‌شود که نفوذ آب به خاک افزایش یابد و مواد جامد معلق رسوب کنند و آبی با کیفیت بهتر به منبع پذیرنده زهاب

1 Overland flow

برسد. ثابت شده است که نوارهای بافر موجب دنیتریفیکاسیون و از بین رفتن باقی‌مانده مواد غذایی نیز می‌شوند تا از ورود این گونه مواد تغذیه‌کننده به منابع پذیرنده زهاب جلوگیری شود.

نوارهای بافر می‌توانند از کانال‌های زهکشی، آبراه‌ها و رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، مرداب‌ها و تالاب‌ها و به عبارت دیگر از هرنوع پهنه آبی محافظت کنند. طراحی و عملکرد نوارهای بافر بباید بر پایه محافظت از پهنه های آبی باشد. برای محافظت از تالاب‌ها و فراهم آوردن زیستگاه پرندگان، بافرهای پهنی که در آن‌ها گیاهان علفی متحمل به رطوبت زیادکاشته شده باشند، مناسب‌ترین نوع بافر هستند.

نوارهای بافر باید بیشترین تناسب را با شرایط محل طرح و عملکردهای مورد نظر داشته باشند. بافرهای باریکی که در آن‌ها گیاهان علفی کشت شده باشد، برای زهکش‌ها مناسب هستند. ممکن است ترکیبی از علوفه/مرتع، درختان و درختچه‌ها، برای مناطق بزرگ و پیچیده ساحلی، شامل دامنه‌ها، کناره مجاری بزرگ آب و سیلاب دشت‌ها مناسب تر باشد.

مجموعه‌ای از سلامت خاک و بهترین شیوه‌های حفاظتی، از جمله نوارهای بافر، باعث کاهش تأثیر رواناب زراعی بر کیفیت آب مجاور می‌شود.

عملکرد نوارهای بافر به عوامل زیادی بستگی دارد. در این میان، نسبت مساحت نوار سبز به مساحت زیرِ زهکشی، ویژگی باران‌های منطقه، شرایط سطحی زمین‌های زهکشی شده، چگونگی تجمع رواناب و نوع گیاهان کاشته شده از اهمیت بیشتری برخوردارند.

سازمان حفاظت منابع طبیعی وزارت کشاورزی ایالات متحده در سال ۲۰۱۰ استانداردی را منتشر کرده و در آن به مواردی مانند نوارهای کاشت و نکاشت[1]، پوشش‌های حفاظتی، نوارهای سبز روی خطوط تراز، پوشش سبز علفی، پوشش سبز جنگلی، نوارهای سبز، آبراه‌های پُرگیاه و مانند آن پرداخته است. هرچند ممکن است جای چندانی در مزرعه برای ایجاد نوارهای سبز نباشد، ولی حتی نوارهای کوتاه و کم پهنا هم می‌توانند بهبود قابل ملاحظه‌ای در کیفیت زهاب داشته باشند.

1 Alley cropping

کناره پهنه‌های آبی، مناطق انتقالی بین خاک‌های بالادست و پهنه‌های آبی هستند. این مناطق شامل دامنه‌های شیب دار، دیواره‌ها، دشت‌های سیلابی و زیست‌بوم‌های موجود در آن‌ها نیز هستند.

۱۱- ۷ - ۱- اثرات بافر نواری بر آب و خاک

۱۱- ۷- ۱ -۱- فرسایش و رواناب

خاک‌های زراعی نامناسب، مستعد فرسایش و رواناب هستند. رواناب زمین‌های زراعی می‌تواند مواد مغذی و آفت‌کش‌های چسبیده به خاک را با خود حمل کند و در داخل و کناره‌های نهرها رسوب دهد. در هر حال، برخی از بارش‌ها به اندازه‌ای شدید هستند که حتی با وجود خاک‌های سالم، آب اضافی از زمین‌های زراعی خارج می‌شود.

.

۱۱- ۷- ۱ -۲- تراکم خاک‌های کناره پهنه‌های آبی

آمد و شد ادوات داشت و برداشت و نیز عبور دام می‌تواند منجر به مشکلات فشردگی خاک، به ویژه در شرایط مرطوب شود. فشردگی موجب کاهش سرعت نفوذ، کاهش ظرفیت ذخیره آب و افزایش رواناب می‌شود. شدت تأثیر آن به حساسیت خاک‌های کناره پهنه‌های آبی که دام در آن چرا می‌کند، تراکم دام در واحد سطح، مدت چرا و زمان آن بستگی دارد.

۱۱- ۷- ۱- ۳- فرسایش دیواره‌ها

رفت و آمد ماشین‌ها و ادوات کشاورزی و نیزچرای دام‌ها در کناره پهنه‌های آبی باعث خرابی دیواره‌ها، ریزش و فرسایش کناره‌ها می‌شود. نوارهای بافر کمک می‌کنند تا منطقه کشت و کار از آب‌های سطحی جدا شود.

۱۱- ۷ - ۱ - ٤- انتشار گازهای گلخانه‌ای

کناره‌های جویبارها که به طور معمول مرطوب و فشرده هستند، چنانچه در مجاورت مراتع یا زمین‌های زراعی قرار داشته باشند، نسبت به مناطقی که دارای پوشش گیاهی طبیعی یا نوارهای حائل کاشته شده هستند، متان و اکسیدهای نیتروژن بیشتری تولید می‌کنند.

۱۱- ۷- ۱ - ٥- تخریب زیستگاه

چنانچه کناره پهنه‌های آبی بدون پوشش گیاهی باشد، شرایط مناسبی از نظر سایه اندازی و غذای کافی برای حفظ جمعیت سالم ماهی و حیات وحش فراهم نمی‌کند.

۱۱-۷- ۱ -٦- تخریب کیفیت آب

رواناب زمین‌های زراعی می‌تواند تمیز باشد، لیکن گاهی هم می‌تواند بارسوب، مواد آلی، کود شیمیایی، کود آلی و آفت‌کش‌ها همراه باشد. همه این مواد می‌توانند کیفیت آب جویبارها، مخازن و دریاچه‌های مجاور را تخریب کنند. چنانچه نوارهای بافر به درستی طراحی شده باشند، می‌توانند با فیلتر کردن آلاینده‌ها، این تاثیر را کاهش دهند.

۱۱-۷- ۱- ۷-- تثبیت دیواره‌ها

پوشش گیاهی در طول دیواره‌های مجرای سطحی آب، می‌تواند ثبات دیواره‌ها را فراهم کند. ریشه درختان و درختچه‌ها، ثبات بیشتر دیواره‌ها را فراهم می‌کنند. توصیه می‌شود حداقل عرض بافرها، ۵ متر باشد.

۱۱- ۷ - ۱ -۸- فیلتر کردن رواناب

گیاهان علفی متراکم که ساقه‌های سفتی در نزدیکی سطح خاک دارند، در فیلتر کردن رسوباتی که از مزارع سرچشمه می‌گیرند مؤثر هستند. لیکن بافرهای پهن تر همیشه بهتر نیستند. به طور معمول،

مجموعه‌ای از بهترین شیوه‌های مدیریتی – از جمله نوارهای بافر – به طور مؤثر تری از منابع خاک و آب محافظت می کنند

۱۱- ۷- ۱-۹- حفاظت در برابر سیل

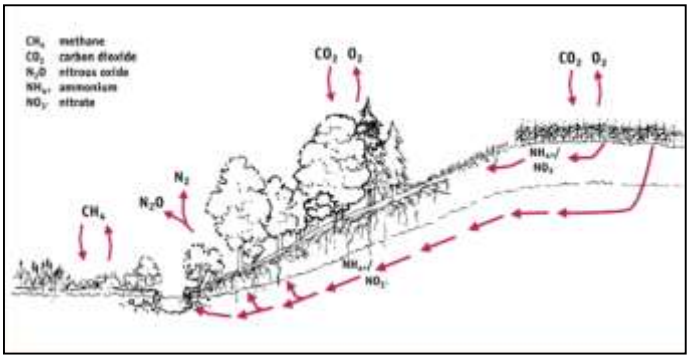
مناطق پر درخت، در هنگام باران، با ذخیره آب، خطر سیل را کاهش می‌دهند. مخلوطی از گونه‌های همیشه سبز و برگریز (خزان دار)، رواناب ناشی از ذوب برف را تعدیل می کنند. درختان سرعت سیلاب و پتانسیل فرسایش را کاهش می‌دهند.

۱۱- ۷- ۱- ۱۰- ذخیره آب

بافرها رطوبت را در خود ذخیره کرده و به آرامی‌به آب‌های سطحی رها می کنند و به حفظ جریان پایه کمک می کنند. بافرهای درختی موثرتر از بافرهای علفی هستند

۱۱-۷- ۱ -۱۱- ترسیب کربن

همه گیاهان کربن را تثبیت می کنند. گیاهانی مانند درختان که جثه بزرگتر و عمر طولانی تر دارند، کربن بیشتری ذخیره می کنند. حذف دی اکسید کربن از اتمسفر به خنثی کردن اثر تغییرات اقلیمی‌جهانی ناشی از انتشارگازهای گلخانه‌ای کمک می کند. شکل ۱۱ – ۱۴ تاثیر بافر بر چرخه کربن و نیتروژن را نشان می‌دهد.



شکل ۱۱ – ۱٤- تاثیر بافر بر چرخه کربن و نیتروژن

۱۱-۷- ۱ -۱۲- زیستگاه ماهی و حیات وحش

بافرهای علفی، تولید کننده علوفه هستند و در عین حال، پوششی را هم برای خاک فراهم می‌کنند. بافرهای درختی، زیستگاه مناسبی را برای پستانداران، پرندگان مفید و حشرات فراهم می‌کنند. هرچه بافر پهن تر باشد، عملکرد بهتری خواهد داشت. بافرها راهروهای مناسبی برای آمد و شد حیات وحش را می‌سازند. مدیریت رواناب، سایه اندازی و افزوده شدن بقایای چوبی، همگی برای زیستگاه ماهی مهم هستند. کاشت بافر همچنین می‌تواند زیستگاهی برای حشرات گرده افشان نیز فراهم سازد.

۱۱- ۷-۱ - ۱۳- جذب نیترات

نیترات‌های آبشویی شده از زمین‌های زراعی با آبی که درعمق کم وجود دارد، در جهت شیب به سمت آب‌های سطحی حرکت می‌کنند. گیاهان با ریشه عمیق (درختان و درختچه‌ها) نیتروژن نیتراتی بیشتری نسبت به علف‌ها مصرف می‌کنند. این امر افزون بر کمینه کردن رواناب، به کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای نیز کمک می‌کند.

بافرها طیف گسترده‌ای از "محصولات" اقتصادی مانند افزایش وزن دام با استفاده از مرتع و فروش محصولات یونجه و محصولات چوبی را ارائه می‌دهند.

۱۱-۷ - ۲- چگونگی کار نوارهای بافر

نوارهای بافر به تنهایی نمی‌توانند فرسایش و رواناب از زمین‌های زراعی را کنترل کنند. بیشتر خطر رواناب سطحی از زمین‌های زراعی را باید در مزرعه توسط سازه‌ها و شیوه‌های حفاظت از خاک و آب مدیریت کرد. نوارهای بافر یکی از بخش‌های این سیستم حفاظت از خاک و آب هستند. بافرها، در حقیقت، آخرین خط دفاعی هستند.

در جدول زیر نمونه‌ای از رویکرد سیستمی‌برای کاهش فرسایش آورده شده است. فرض می‌شود یک تولیدکننده، مزرعه لومی‌با شیب ۵ درصد دارد. اگر خاک لخت باشد، مزرعه می‌تواند تا ۲۰ تن

در هکتار در هر سال خاک سطحی را از دست بدهد. با کاربرد بهترین شیوه‌های مدیریتی‌های زیر می‌توان از دست دادن خاک را کاهش داد. این اعداد و ارقام برآورد هستند.

جدول ۱۱- ۱ - درصد تقریبی کاهش فرسایش در اثر کاربرد بهترین شیوه‌های مدیریتی

بهترین شیوه مدیریتی	درصد تقریبی کاهش فرسایش
خاکورزی بهاره	۱۵
کم خاکورزی	۵۰
کشت نواری + کم خاکورزی	۶۵
تراس بندی + بی خاکورزی	۸۵

وزارت کشاورزی و منابع طبیعی ایالت انتاریو کانادا، ۲۰۱۷

۱۱- ۷- ۳- چالش‌های رویاروی نوارهای بافر

فرایند برنامه ریزی گسترده و وقت گیر، که شامل در نظر گرفتن موارد زیر است:

- اندازه منطقه‌ای که باید محافظت شود؛
- عملکرد بافر (تثبیت دیواره‌ها، فیلترروناب و غیره)؛
- الزامات طراحی حرفه‌ای برای بافرهای بزرگتر.

✓ مدت زمان طولانی برای تاثیر. چندین سال طول می‌کشد تا بافرهای درختی موثر شوند؛

✓ از دست دادن زمین‌های قابل کشت. مساحت کاشته شده در بافرها، تا اندازه‌ای از تولید خارج می‌شوند؛

✓ اشکالات مورد نیاز در کاربرد سموم کشاورزی. استفاده از این مواد در مزرعه ممکن است گونه‌های بافر را از بین ببرد؛

- علف‌های هرز کنترل نشده در منطقه بافر می‌توانند به منبع علف‌های هرز مزرعه تبدیل شوند؛
- زیستگاه بالقوه‌ای برای جانوران و حشرات نادلخواه؛

- الزامات نگهداری. کوتاه کردن علف ها، کنترل علف‌های هرز، نظارت بر عملکرد کاشت، جایگزینی درختان و درختچه‌های از دست رفته، هرس، بررسی خرابی دیواره‌ها و مسیر جریان‌های متمرکز؛ و
- نوسانات فصلی در عملکرد. بسیاری از گونه‌های یکساله از بین می‌روند و گونه‌های چندساله در طول زمستان به خواب می‌روند، که باعث کاهش اثربخشی در رویدادهای بزرگ ذوب برف در زمستان و بهار می‌شود.

۱۱- ۷- ٤- کارکرد نوارهای بافر

۱۱-۷- ٤- ۱- انتخاب طرح مناسب

یکی از مهم ترین مراحل برنامه ریزی یک نوار بافر موثر، انتخاب مناسب‌ترین طرح است. طراحی نوار بافر باید بر پایه عملکردهای مورد نیاز، شرایط سایت، حجم آب و موارد مهم دیگری باشد که مورد نظر طراح است. قبل از انجام طراحی، معیارهای زیر باید در نظر گرفته شوند:

۱۱- ۷- ٤- ۲- عملکرد مورد انتظار

عملکردهای مورد انتظار عبارتند از: حفاظت از رواناب، تثبیت دیواره‌ها، بهبود زیستگاه‌ها، و غیره. عملکرد مناسب تابعی از پهنای بافر، پوشش گیاهی انتخابی و در نظر گرفتن ویژگی‌های منطقه‌ای است. ارزیابی محلی می‌تواند در پی بردن به مشکلات کلیدی کمک کند.

۱۱-۷- ٤- ۳- پهنای بافر

پهنای بافر عامل کلیدی طراحی است. بافرهای پهن تر در فیلتر کردن آلاینده‌ها، افزایش نفوذ و ایجاد تنوع زیستگاه‌ها بیشتر موثرند. پهنای موثر با نوع خاک، شیب و اندازه حوضه، عملکرد مورد انتظار و نوع پوشش گیاهی متفاوت است.

۱۱- ۷- ٤- ٤- مدیریت جریان

نوارهای بافر برای مدیریت جریان ورقه‌ای ورودی از زمین مجاور در نظر گرفته می‌شوند. بافرها برای مدیریت جریان‌های متمرکز شده درکانال نیستند. این گونه جریان‌ها سریع هستند و مدیریت دیگری را لازم دارند تا به فرسایش خندقی تبدیل نشوند.

۱۱-۷ - ٤- ٥- کنترل فرسایش دیواره آبراه‌ها و خطوط ساحلی

طرح‌های بافر نواری برای تثبیت دیواره آبراه‌ها و خطوط ساحلی ضروری است. در ارزیابی محلی چگونگی و شدت مشکلات (از جمله نشت) مشخص می‌شود.

۱۱-۷ - ٤- ٦- گیاهان مورد نظر برای بافر نواری

پوشش گیاهی بافر نواری را می‌توان از گیاهان علفی، چمنزار، بوته‌ها و درختان انتخاب کرد. بدیهی است که این گیاهان با توجه به عملکرد آن‌ها و نیز تناسب آن‌ها با شرایط محلی از جمله آب و هوا، خاک، زهکشی، pH خاک و خطر سیل انتخاب می‌شوند. علف نوارهای بافر باید تا حد امکان متراکم، دارای ساقه‌های عمودی (که در زمستان نیز برای به دام انداختن رسوب در رواناب موثر باشند)، دارای سیستم ریشه دوانی قوی و برای چرا یا برداشت علوفه مفید باشند.

شکل ۱۱ - ۱۵- بافر نواری درختی

شکل ۱۱ - ۱٦- بافر نواری ترکیبی

۱۱- ۷ - ٤- ۷- برنامه ریزی پروژه بافر نواری

بافرهای برنامه ریزی شده، موثرترین پروژه‌های بافر نواری هستند. با در نظر گرفتن اصول و عملکرد نوارهای بافر، برنامه ریزی دقیق، مراحل زیر را می‌گذراند:

مرحله ۱. ارزیابی شرایط موجود مانند شرایط درون رودخانه یا آبراه، کیفیت آب و کیفیت پوشش گیاهی. تهیه نقشه‌ای که انواع خاک، شیب‌ها، پوشش گیاهی موجود، زمین‌های زراعی مجاور و سایر مناطق ساحلی و طبیعی را نشان دهد. در صورت لزوم، طرح مدیریت چرا نیز باید تکمیل شود.

مرحله ۲. پیش‌بینی مزایای نوار بافر دست کاشتی که به خوبی نگهداری شود. فهرست مزایای مورد نظر طرح همراه با سایر اهداف را باید مشخص کرد، در مورد ارزیابی ریسک و شناسایی فرصت‌ها فکر کرد و عملکردهای نوارهای بافر را انتخاب کرد.

مرحله ۳. شرایط بالا دست مزرعه را باید ارزیابی کرد و به این پرسش پاسخ داد که آیا از میان بهترین شیوه‌های مدیریتی، می‌توان موردی را انتخاب کرد تا اثربخشی نوارهای بافر برای حفاظت از خاک و آب را افزایش دهد؟

مرحله ۴. گزینه‌ها را باید بررسی و انتخاب کرد و نیز مشخص کرد که کدام یک از میان بهترین شیوه‌های مدیریتی، این کار را انجام خواهند داد؟ آیا مزایا از معایب آن بیشتر است؟ کدام یک از گزینه‌ها نیاز به تایید، کسب مجوز و کمک فنی دارد؟ آیا کمک مالی دولت به طرح تعلق می‌گیرد؟

مرحله ۵. طراحی و اجرا. در این راستا باید از سازمان مربوطه و از مالکان با تجربه مشاوره فنی خواست. در صورت لزوم مجوزها و تاییدیه‌ها را باید دریافت کرد. برای این کار باید یک برنامه اقدام ایجاد کرد که در آن منابع، زمان و برنامه فعالیت‌ها مشخص باشد. پروژه می‌تواند در طی چند سال به مرحله اجرا درآید.

مرحله ۶. نگهداری، نظارت و ارزیابی. پوشش گیاهی کاشته شده را باید با آبیاری در دوره‌های بحرانی، نمونه برداری از خاک، کوددهی، هرس، قطع و جایگزینی درختان و کنترل علف‌های هرز حفظ کرد. درصد بقای علف‌های کاشته شده، درختچه‌ها و درختان را باید مشخص کرد. باید به

دنبال آبشستگی‌ها و شیارهایی بود که ممکن است نوار بافر را بریده باشند. باید مشخص کرد که آیا پروژه، مزایای مورد نظر خود را برآورده کرده است یا خیر؟ باید ارزیابی کرد که آیا از میان بهترین شیوه‌های مدیریتی، شیوه دیگری هست تا کارایی بافر نواری را بهبود بخشد یا خیر؟

جدول ۱۱ - ۲- دستورالعمل احداث نوارهای بافر علفی

کار اصلی		عملیات مورد نظر
آماده سازی	چیدمان و آرایش	• طرح بافر نواری را روی نقشه یا عکس هوایی ترسیم کنید؛ • پهنای بافر را در پاییز یا اوایل بهار کنار بگذارید. این پهنا باید به اندازه‌ای باشد که ماشین آلات بتوانند در آن کار کنند؛ • تا جایی که ممکن است، محدوده بافر را تا چسبیدن به حصارها و مناطق طبیعی ادامه دهید؛ و • مناطق استثنایی که در آن ویژگی‌های سایت یا کاربری زمین تغییر می‌کند را کنار بگذارید.
	بررسی ابتدایی	• حاصلخیزی خاک را در بافر نواری با دقت بیشتری بررسی کنید. • در صورت استفاده از کود قبل از پا گرفتن گیاه، فاصله لازم از بافر را حفظ کنید تا کوددهی موجب آلودگی آب نشود.
	خاکورزی	• اندازه منطقه مورد حفاظت را در نظر بگیرید؛ • نشتی عمیقی را در کناره مزرعه، در امتداد طول بیرونی بافر ایجاد کنید تا رواناب ورودی از زمین‌های زراعی مجاور را کاهش دهد؛ • اطمینان حاصل کنید که تمام علف‌های هرز چند ساله کنترل می‌شوند، زیرا بسیاری از علف‌های کشت شده نمی‌توانند با آن‌ها رقابت کنند؛ و • بستر بذر را همانند دیگر علوفه‌ها، در سطح صاف و محکم ایجاد کنید.
	بذر افشانی	• از کود پخش کن تراکتوری استفاده کنید؛ • مقدار بذر مورد نیاز را مشخص کنید؛ • برای افزایش تماس خاک و بذر، از ابزار مناسب استفاده کنید؛ • بذر علف‌ها و حبوبات و غلات را همزمان بکارید؛ • از کنترل مناسب علف‌های هرز اطمینان حاصل کنید؛ • بذرکار را تنظیم کنید؛ و • پخش مالچ کاه بر روی مناطق فرسایش پذیر در بازه زمانی دوره کاشت تا سربرآوردن گیاه از خاک می‌تواند به داشتن بافر علفی مناسب کمک کند.

وزارت کشاورزی و منابع طبیعی ایالت انتاریو کانادا، ۲۰۱۷

جدول ۱۱- ۳- دستورالعمل نگهداری از بافرهای علفی

کار اصلی	عملیات مورد نظر
کنترل علف‌های هرز:	• کنترل علف‌های هرز در سال اول استقرار؛ • کنترل علف‌های هرز بدون آسیب رسانی به علف‌های بافر نواری؛ و • کوتاه کردن منظم بلندی علوفه و حفظ باروری بافر برای برخی از گونه‌ها.
نظارت بر اثربخشی:	• پیش‌گیری از آب گرفتگی در طول سال اول، پس از ذوب برف و باران. • واکاری نواحی آسیب دیده؛ • جلوگیری از مشکلات آینده در مناطق آسیب دیده با کاربرد بهترین شیوه مدیریتی برای حفاظت از خاک و آب مانند احداث سازه آبشار(دراپ)؛ و • احداث ترانشه‌های انحرافی، شیارهای عمیق ته بسته یا خاکریزهای کوچک برای حفاظت از بافر علفی.

وزارت کشاورزی و منابع طبیعی ایالت انتاریو کانادا، ۲۰۱۷

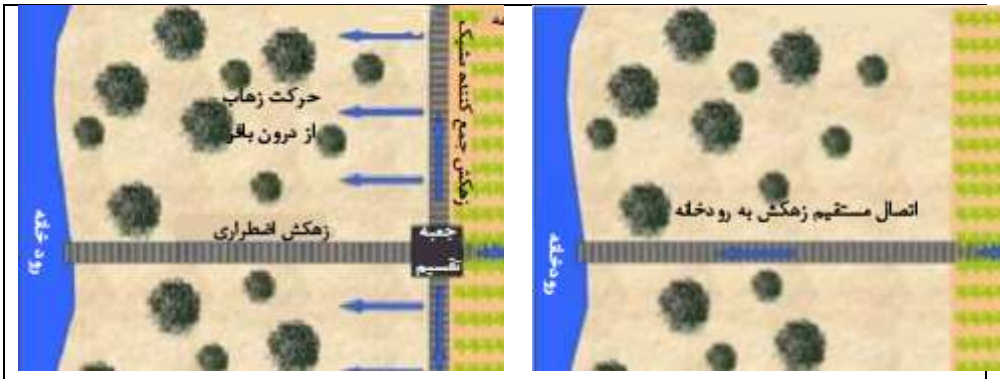
۱۱- ۸- راهکار ششم: بافرهای اشباع

بافرها می‌توانند افزون بر رواناب سطحی، زهاب زیر زمینی را نیز از درون خود بگذرانند و موجب پالایش آن‌ها شوند. در این صورت، به آن‌ها بافر اشباع گفته می‌شود. چنین متداول است که زهکش‌ها زهاب خود را بطور مستقیم به منبع پذیرنده می‌ریزند؛ لیکن چنانچه از درون بافر عبور داده شوند، مقداری از آلاینده‌های خود را درون آن باقی می‌گذارند و یا آلاینده‌ها تغییر شیمیایی پیدا می‌کنند و از خطر آن‌ها کاسته می‌شود. شکل ۱۱- ۱۷ نشان دهنده چنین تفاوتی است.

برای انجام این کار، از جعبه تقسیم ساده‌ای استفاده می‌شود تا در هنگام زیاد بودن زهاب و ناتوانی بافر برای عبور آن از درون خود، بتوان زهاب اضافی را دفع کرد. بدیهی است که زهکش توزیع کننده‌ای که از حاشیه زمین می‌گذرد مشبک است تا بتواند زهاب را به خاک نفوذ دهد.

در این حالت، نیترات‌ها بوسیله گیاهان جذب می‌شوند، بوسیله باکتری‌ها نا متحرک می‌شوند و گرفتار دنیتریفیکاسیون می‌گردند. نتیجه مقدماتی یک پژوهش، که در آن تنها ۵۵ درصد حجم زهاب از درون بافر گذر داده شده بود، نشان می‌دهد که بافرها نقش ارزنده‌ای در کاستن از نیترات‌ها

و اُرتو فسفات‌ها (PO_4^{3-}) دارند(جینز و ایسنهارت، ۲۰۱۴). با این حال، هنوز نظر قطعی در باره نقش بافرهای اشباع بر حذف فسفر ارائه نشده است.



الف- تخلیه متداول زهکش ب- تخلیه زهکش پس از گذشتن از بافر

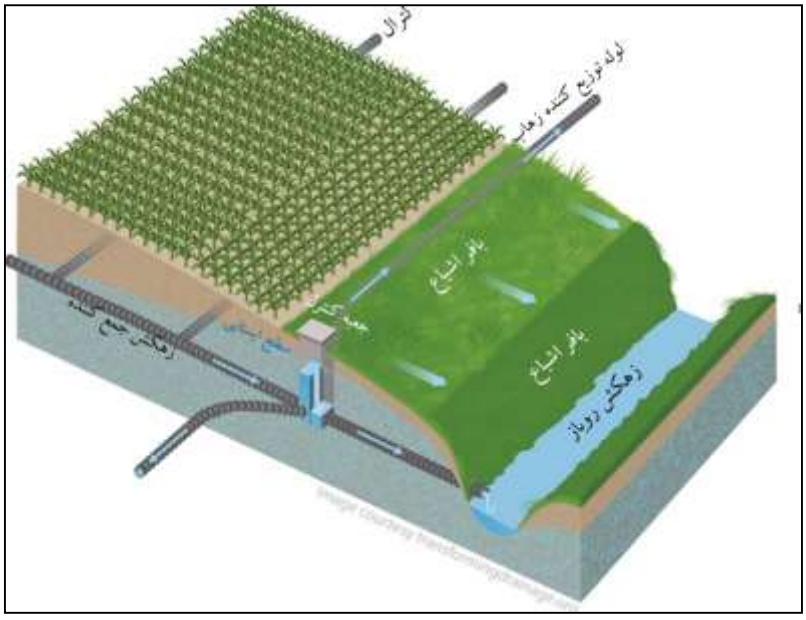
شکل ۱۱ -۱۷- روش گذراندن زهاب از درون بافر

حتی چنانچه بافرها در تمامی‌سال هم حالت اشباع نداشته باشند، مقداری از نیترات و فسفر زهاب بوسیله گیاهان مصرف می‌شود و مقدار کمتری از آن‌ها به منابع پذیرنده زهاب می‌پیوندد. افزون بر این، رسوب کمتری به زهکش انتقال می‌یابد؛ رسوباتی که با خود مقداری از آلاینده‌ها، و از جمله فسفر و فلزات نادر را جابجا می‌کنند.

بافر اشباع یک روش حفاظتی کنار مزرعه است که نیترات را از زهاب زیرزمینی، پیش از ورود به زهکش‌ها، نهرها و دیگر آب‌های سطحی حذف می‌کند. چنانچه بافر اشباع در محل مناسب قرار گیرد، هر گاه که زهاب زیرزمینی در آن جریان داشته باشد، نیترات را حذف می‌کند و برای اطمینان از عملکرد مؤثر، نیاز کمی به نگهداری سالانه دارد.

اجزای اصلی بافر اشباع عبارتند از یک لوله خروجی زهکش زیرزمینی بدون سوراخ، سازه کنترل آب، لوله توزیع مشبک و بافر دارای پوشش گیاهی (شکل ۱۱-۱۸). سازه کنترل آب در امتداد لوله خروجی زهکش زیرزمینی و در داخل بافر نصب می‌شود. لوله‌های توزیع به سازه کنترل آب متصل

شده و در داخل بافر، کم و بیش به موازات جریان در عمق کم نصب می‌شوند. هنگامی که بافر اشباع کار می‌کند، سازه کنترل آب، بخشی از زهاب زیرزمینی را به جای تخلیه مستقیم به آب‌های سطحی، به درون بافر هدایت می‌کند. سازه کنترل آب، سطح آب را بالا می‌برد و فشاری ایجاد می‌کند که به آبِ منحرف شده اجازه می‌دهد تا لوله توزیع را پر کند و به آرامی‌مسیر خود را از طریق خاک درون بافر و به سمت جریان سطحی عبور دهد. مقداری از نیترات موجود در آب، در حین حرکت به سمت جریان سطحی، با نیتراتزدایی حذف می‌شود. یک فرایند میکروبی در خاک، نیترات را به نیتریت و سپس به گاز نیتروژن بی ضرر تبدیل می‌کند. بخشی از نیتراتها نیز با رشد فعال پوشش گیاهی در بافر جذب می‌شود و در زیست توده گیاه جای می‌گیرد. سازه کنترل آب به گونه‌ای طراحی شده است که به زهاب بیش از ظرفیت تصفیه بافر، اجازه می‌دهد تا سیستم را دور زده و از طریق خروجی زهکش زیرزمینی معمولی خارج شود.



Transforming Drainage – Managing Water for Tomorrow's Agriculture

شکل ۱۱-۱۸- اجزای بافر اشباع

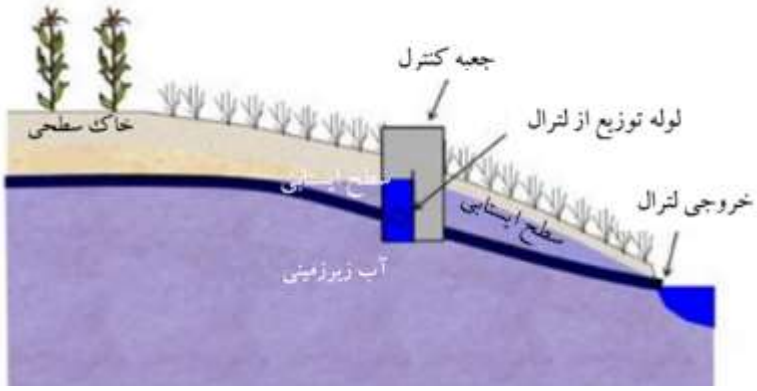
۱۱- ۸-۱- محل مناسب بافر اشباع

برای تناسب مکانی بافر اشباع، ویژگی‌های منطقه و خاک اهمیت زیادی دارد. زهکش زیرزمینی باید زهاب خود را به کمک لوله توزیع کننده زهاب در بالادست بافر به درون آن تخلیه کند(شکل ۱۱-۱۸). زهکش زیرزمینی باید منطقه‌ای متناسب با توان پالایش بافررا زهکشی کند. به عبارت دیگر، زهاب و نیترات وارد شده به بافر باید متناسب با توان تصفیه بافر باشد. پهنای بافر باید دست کم ده متر باشد ودر آن گیاهان چند ساله کاشته شود.

خاک درون بافر باید مناسب باشد. خاک‌هایی با لایه شن یا ماسه در نزدیکی لوله توزیع کننده زهاب مناسب نیستند؛ زیرا آب در لایه‌های بسیار نفوذپذیر به سرعت حرکت می‌کند. خاک‌های لومی‌یا رسی برای بافر مناسبند. چنانچه درصد رس در خاک خیلی زیاد باشد، نفوذپذیری آن پایین بوده و بنابراین آب زیادی به بافر نفوذ نمی‌کند. خاک‌ها همچنین باید شواهدی از بالا بودن سطح آب (وجود لایه‌های احیا شده یا گِلی شده) به صورت فصلی یا مداوم داشته باشند. سطح بالای آب نشانه خوبی است که آب وارد شده به بافر اشباع، به صورت جانبی به سمت جریان سطحی یا دیگر پهنه‌های آبی به صورت آب زیرزمینی کم عمق جریان می‌یابد. میکروب‌ها برای نیترات‌زدایی از مواد آلی درون خاک تغذیه می‌کنند. از این رو خاک ناحیه بافر باید دست کم ۱/۲ درصد ماده آلی داشته باشد.

بافر باید کمی‌پایین‌تر از سطح زیر کشت مجاور باشد تا آب بدون پس زدگی در مزرعه به بافر وارد شود. در این صورت، اشباع بافر بر رطوبت خاک در مزرعه تأثیر نمی‌گذارد و به بافر اشباع اجازه می‌دهد تا بدون نیاز به مدیریت، در طول سال به خوبی عمل کند (شکل ۱۱-۱۹). چنانچه این اختلاف ارتفاع کافی نباشد، ممکن است بافر اشباع همچنان بتواند کار کند؛ لیکن کارایی آن، بی‌تردید کمتر است (شکل ۱۱-۲۰). در این حالت، سطح آب در بافر اشباع باید به صورت فصلی توسط کشاورز تنظیم شود تا آب به بخشی از مزرعه پس نزند. سطح آب در درون جعبه کنترل در

هنگام کاشت پایین برده می‌شود تا امکان زهکشی کافی در مزرعه فراهم شود. سطح آب درون جعبه کنترل در باقی‌مانده سال، برای هدایت آب به داخل بافر، بالا نگه داشته می‌شود.



مکان‌های مناسب. اجازه می‌دهد که سطح ایستابی در داخل بافر بالا برود، بدون این که سطح آب در مزرعه بالا برود.

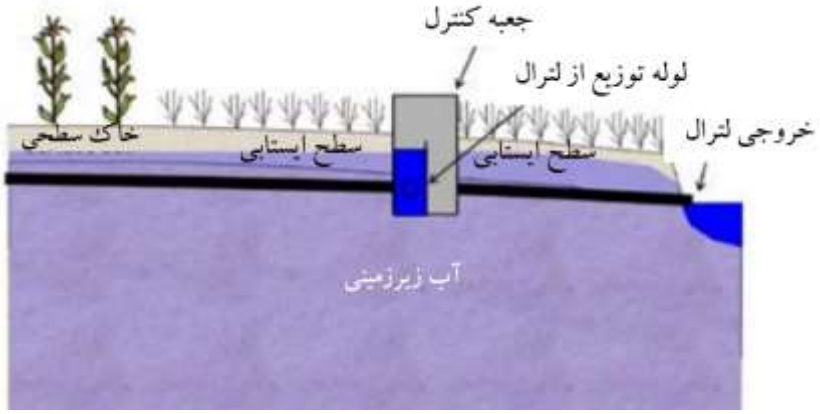
Transforming Drainage – Managing Water for Tomorrow's Agriculture

شکل ۱۱-۱۹- اختلاف ارتفاع مناسب برای کار بافر اشباع

اختلاف ارتفاع سطح آب در زهکش روباز یا رودخانه با سطح آب در بافر نیز نباید آن قدر زیاد باشد که به پایداری دیواره زهکش روباز یا رودخانه آسیب بزند. تجزیه و تحلیل پایداری شیب می‌تواند امکان تخریب دیواره را مشخص کند. تا به امروز، هیچ گزارشی مبنی بر وجود یک بافر اشباع که باعث ریزش سواحل رودخانه شده باشد، داده نشده است.

۱۱- ۸- ۲- بهبود کیفیت آب توسط بافرهای اشباع

بافر اشباع به عنوان یک روش موثر حذف نیترات شناخته می‌شود. هر چند شواهدی وجود دارد که بافرهای اشباع می‌توانند فسفر محلول را نیز حذف کنند، لیکن هنوز تأثیر آن قطعی نشده است. بافرهای اشباع سالانه بین ۷ تا ۹۲ درصد از بار نیترات را (با میانگین ۴۲ درصد) حذف می‌کنند. هر چه بافر اشباع درازتر باشد، آب بیشتری می‌تواند به بافر نفوذ کند و نیترات بیشتری حذف شود.



مکان‌های کمتر مطلوب. مزرعه و بافر کم و بیش در یک سطح هستند. سطح آب در جعبه کنترل دست کم دو بار در سال باید به صورت دستی تنظیم شود.

Transforming Drainage – Managing Water for Tomorrow's Agriculture

شکل ۱۱- ۲۰- اختلاف ارتفاع نه چندان مناسب برای کار بافر اشباع

۱۱- ۸ -۳- درازای بافرهای اشباع

بافر اشباع باید تا جای ممکن دراز باشد تا ظرفیت حذف نیترات بیشینه شود. به طور معمول، طول بافر اشباع با مرزهای مزرعه یا عوارض فیزیکی در محل محدود می‌شود؛ مانند وجود زهکش‌های عمیق، جاده‌ها یا گودال‌های عمیقی که نمی‌توان لوله توزیع کننده را از یک طرف به سمت دیگر آن برد. یکی دیگر از عواملی که بر اندازه بافر تأثیر می‌گذارد، توپوگرافی است؛ به طوری که با شیب‌های مجاز، لوله بیش از اندازه عمیق یا این که بیش از اندازه به سطح نزدیک نشود.

۱۱-۸ -٤- مدیریت مورد نیاز

بافر اشباع، هنگامی‌که به درستی مکان یابی و طراحی شود و در ارتفاع پایین‌تری نسبت به مزرعه قرار گیرد، به مدیریت بسیار کمی‌نیاز دارد. تنظیمات عمق آب در سازه کنترل تنها نیازمند یک تغییر فصلی است. بازرسی سالانه از سازه کنترل کفایت می‌کند. در همین بازدید است که زباله یا رسوب انباشته شده در سازه حذف می‌شود. در مواردی گرفتگی لوله توزیع آب گزارش شده است. بنابراین

خوب است که پوشش گیاهی خشبی که به طور معمول ریشه درازتری دارند، از نزدیکی لوله توزیع حذف شود. برخی علف‌های ریشه دراز نیز می‌توانند همین اثر را داشته باشند. در حال حاضر هیچ داده‌ای برای ارزیابی اینکه کدام گونه نگرانی بیشتری نسبت به سایرین ایجاد می‌کند، وجود ندارد. چمن زنی و برداشت یونجه را می‌توان انجام داد. فعالیت‌هایی مانند چرای دام و آمد و شد تجهیزات در روی بافر اشباع در شرایط خاک مرطوب باید به کمترین مقدار برسد. ماشین آلات و وسایل نقلیه، تراکم خاک را بالا می‌برند و بر عملکرد بافر اشباع تأثیر می‌گذارند.

۱۱- ۸ -۵- پوشش گیاهی در بافرهای اشباع

وجود پوشش گیاهی چند ساله با رشد سریع برای حذف بهینه نیترات در یک بافر اشباع ضروری است. ترکیبی از گونه‌های گوناگونی را باید انتخاب کرد که به شرایط خاک مرطوب مقاوم باشند. بافر اشباع سطح آب را در بهار و اوایل تابستان به سطح خاک در بافر نزدیک‌تر می‌کند؛ زیرا در این فصل زه کش‌ها در حال کار هستند. عاقلانه است که پوشش گیاهی چوبی را تا حد امکان از لوله توزیع دور نگه داشت، زیرا این نگرانی وجود دارد که ریشه آن‌ها پس از چند سال لوله توزیع را مسدود کند.

۱۱- ۹- راهکار هفتم: آبراه‌های سبز

آبراه‌های سبز،کانال‌های پهن، کم‌عمق و بیشتر نعلبکی‌شکل هستند که برای حرکت آب‌های سطحی، بدون ایجاد فرسایش خاک در زمین‌های کشاورزی طراحی می‌شوند. هنگامی‌که سطح مزرعه از چند هکتار بیشتر شود، رواناب سطحی می‌تواند موجب فرسایش خاک شود و گاه فرسایش خندقی ایجاد کند. آبراه‌های سبز، می‌توانند افزون بر پالایش زهاب زیر زمینی، نقش مهمی‌در پیش‌گیری از ایجاد فرسایش و تخریب محیط زیست داشته باشند. این آبراه‌ها بطور معمول کم عمق، پهن و کشت شده هستند. از این رو در رفت و آمد ماشین‌های کشاورزی نیز مشکلی ایجاد نمی‌کنند.

زمین زیر آبراه سبز را نباید به عنوان زمین تلف شده نگاه کرد؛ زیرا می‌توان در آن نیز به کشت علوفه پرداخت. چنانچه در جایی اثری از فرسایش وجود ندارد، بهتر است که از روش آبراه سبز چشم پوشی شود. تسطیح عرضی آبراه‌های سبز از اهمیت زیادی برخوردار است. در غیر این صورت، رواناب راه خود را از مسیرهای پست باز می‌کند و نه تنها آبیاری نوار سبز بخوبی انجام نمی‌شود، بلکه موجب فرسایش بیشتر در آبراه‌ها نیز می‌گردد.

آبراه‌های سبز باید گرد گوشه باشند. آبراه‌های ذوزنقه‌ای مشکلات رفت و آمد ماشین‌ها را زیاد می‌کنند. مشکل بزرگ آبراه‌های سبز این است که در آن‌ها نمی‌توان زهکشی زیر زمینی را با زهکش‌های سطحی که وظیفه انتقال رواناب را دارند، ادغام کرد. این موضوع در خوزستان که کانون اصلی زهکشی کشور است، اصلی ترین مشکل به حساب می‌آید. در مناطق مرطوب که عمق زهکش‌ها می‌تواند کمتر باشد، شاید بتوان دو زهکش سطحی و زیر زمینی را در هم آمیخت. چنانچه در طرحی، زهکش‌های جمع کننده زیر زمینی از نوع لوله‌ای باشند، و در آن از دو شبکه متمایز زهکشی سطحی و زیر زمینی استفاده شود، آبراه‌های سبز می‌توانند نقش ارزنده‌ای از دیدگاه محیط زیست داشته باشند. در هر حال، امکان استفاده از آبراه‌های سبز در مناطق خشک ایران جای تردید دارد.

در زهکش‌های عمیق زیر زمینی، آبراه‌های پلکانی می‌توانند مفیدتر باشند. در این حالت، می‌توان در برخی موارد زهاب زیر زمینی را نیز تخلیه کرد. در هر حال، در مناطق گرم و خشک، انتخاب گونه‌های گیاهی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این گیاهان باید توان روبرویی با خشکی و شوری را داشته باشند. شکل ۱۱- ۲۱ نشان دهنده زهکش پلکانی است. زهاب در مواقع عادی از مجرای کوچک پایینی عبور می‌کند، و در هنگام سیل و یا ایجاد رواناب بالا تمامی‌یا بخشی از نیمرخ زهکش را فرا می‌گیرد.

شکل ۱۱-۲۱- نیمرخ عرضی یک زهکش پلکانی

پوشش گیاهی در مسیر آب، جریان آن را کند می‌کند و سطح کانال را در برابر نیروهای فرسایشی آب محافظت می‌کند. رواناب و آب ناشی از ذوب برف، گاه تنها به حال خود رها می‌شوند و به سمت راه‌های زهکشی می‌روند. در این مناطق است که اغلب آبراه‌های سبز ایجاد می‌شود. آبراه‌های سبزدر صورتی که اندازه‌کافی داشته باشند وساخت آن‌ها مناسب باشد، به‌طور ایمن آب را از زمین به مسیرهای طبیعی منتقل می‌کنند. آبراه‌ها همچنین آب سیستم‌های تراس بندی و کشت روی خطوط تراز و کانال‌های انحراف را نیز منتقل می‌کنند. آبراه‌های سبز، هنگامی‌که حوضه آبریز رواناب تا اندازه‌ای بزرگ را تولید می‌کند، راه‌حل خوبی برای پیش‌گیری ازفرسایش ناشی از جریان‌های متمرکز هستند.

به عنوان یک راهنما، هنگام کار با حوضه‌ای بیش از ۲۰ هکتار باید آبراه سبز را نیز در نظر گرفت. برای حوضه‌های آبریز کوچک‌تر، شاید سازه‌هایی مانند حوضچه‌های کنترل آب و رسوب مناسب‌تر باشند. اگر منطقه تولید کننده رواناب بسیار کوچک باشد، تغییر در شیوه‌های خاکورزی و مدیریت خاک ممکن است کاراتر باشند. روش‌های مزرعه‌ای مانند خاکورزی حفاظتی، از جمله بی خاکورزی، می‌تواند جریان رواناب را که در مزرعه به سمت مسیر زهکشی حرکت می‌کند، کاهش داده و کُند کند.

۱۱- ۹ -۱- مزایا

مزایای اصلی آبراه سبز به شرح زیر است:

- آبراه جریان‌های زیادی را حمل می‌کند و برای حمل ایمن رواناب از حوضه‌های بزرگ آبریز بالادست مناسب است؛
- ماشین آلات کشاورزی می‌توانند از آن عبور کنند؛
- پس از ایجاد پوشش گیاهی، به نگهداری کمی‌نیاز دارند.

۱۱-۹- ۲- معایب

آبراه سبز معایبی نیز دارد. شامل:

- کار در اطراف آبراه با تجهیزات مزرعه می‌تواند دشوار باشد؛
- آبراه عمق لازم برای تخلیه ثقلی زهکش زیرزمینی را نداشته باشد؛ و
- ممکن است استقرار پوشش گیاهی مناسب در آن مشکل باشد.

۱۱-۹ -۳- ابعاد

طراحی آبراه مستلزم تعیین مناسب ابعاد (عرض و عمق) کانال است. ساخت در ابعاد مناسب تضمین می‌کند که:

- سرعت آب جاری، آبشستگی ایجاد نمی‌کند؛ و
- ظرفیت آبراه برای حمل جریان سطحی از حوضه، بدون آن که از آن سرریز شود،کافی است.

سرعت مجاز آب در آبراه به نوع، وضعیت و تراکم پوشش گیاهی و همچنین فرسایش پذیری خاک تشکیل دهنده آن بستگی دارد. داشتن پوشش گیاهی یکنواخت مهم است، زیرا پایداری په کم تراکم ترین ناحیه پوشش، پایداری کلی کانال را تعیین می‌کند. علف‌ها پوشش گیاهی بهتری نسبت به گیاهان خانواده بقولات دارند؛ زیرا علف‌ها پوشش زمینی متراکم‌تری ایجاد می‌کنند و به طور موثرتری در برابر سرعت آب مقاومت می‌کنند. مرحله رشد پوشش گیاهی آبراه نیز بر جریان آب

تأثیر می‌گذارد. رشد گیاهان بلندتر در آبراه، در برابر جریان آب مقاومت بیشتری می‌کند و باید به عنوان یک عامل مهم در طراحی ظرفیت در نظر گرفته شود. استثنا در شرایطی است که پوشش گیاهی بلند، به طور یکنواخت توسط نیروی رواناب به سمت بالا رانده می‌شود و یک پوشش گیاهی صاف روی کانال ایجاد می‌کند. در این صورت، سرعت آب در کانال ممکن است باعث نگرانی شود.

به طور خلاصه، ابعاد آبراه با توجه به شرایط زیر متفاوت خواهد بود:

- عرض و عمق آبراه با افزایش حجم رواناب افزایش می‌یابد؛
- کانال‌های با شیب بیشتر، نیازمند ساخت یک آبراه پهن تر و کم عمق تر می‌شود؛
- خاک بسیار فرسایش پذیر نیاز به یک آبراه عریض تر و کم عمق تر دارد.

۱۱- ۹-٤- شکل آبراه

آبراه سبز می‌تواند به شکل ذوزنقه یا سهمی(نعلبکی) باشد (شکل ۱۱- ۲۲). به طور کلی شکل سهمی‌ترجیح داده می‌شود، زیرا چنین کانالی پهن و کم عمق، با کف کم و بیش صاف، آب را پخش می‌کند و سرعت و قدرت آن را برای فرسایش کاهش می‌دهد. اگر قرار است از آبراه با ماشین آلات کشاورزی حفاظت شود، شیب‌های جانبی را با شیب ۱۰ افقی به یک عمودی در نظر می‌گیرند.

اشتباهات در ساخت آبراه‌ها عبارتند از: عمق بیش از اندازه، خیلی باریک یا بیش از حد V شکل. از احداث آبراه‌های سبز مثلثی شکل باید خودداری کرد زیرا نسبت به آبشستگی جریان آب در امتداد مرکز آبراه بسیار حساسند و منجر به تشکیل آبکند می‌شوند. آبراه‌های ذوزنقه‌ای شکل این نگرانی را کاهش می‌دهند و می‌توانند ظرفیت جریان آبراه را برای عرض معین افزایش دهند. در هر حال، این آبراه‌ها می‌توانند مشکلاتی در آمد و شد ماشین آلات کشاورزی ایجاد کنند.

Grassed waterways | ontario.ca

شکل ۱۱ -۲۲- مقطع مناسب برای آبراه سبز

۱۱- ۹ – ۵- شیب آبراه

آبراه‌ها به گونه‌ای ساخته می‌شوند که در صورت امکان با شیب زهکش‌های طبیعی مطابقت داشته باشند. هرگاه شیب طبیعی بیش از شیب فرساینده باشد، می‌توان از سازه‌های مناسبی مانند آبشار استفاده کرد. برای شیب‌های زیاد، مرکز آبراه باید با مواد مقاوم در برابر فرسایش مانند سنگ شکسته پوشیده شود.

نداشتن شیب کافی نیز می‌تواند هنگام طراحی آبراه سبز مشکل ساز باشد. هنگامی‌که شیب آبراه طبیعی ناچیز باشد، یا باید با دادن شیب مصنوعی به هدف نزدیک شد و یا این که اقدامات جایگزینی را در نظر گرفت.

۱۱- ۹- ٦- خروجی‌های آبراه

هر زمان که آب‌های سطحی در جایی، مانند آبراه سبز، جمع آوری یا متمرکز شوند، باید به یک "خروجی کافی" هدایت شوند. خروجی کافی به مکانی گفته می‌شود که آب جمع آوری شده به دیگران آسیب نرساند.

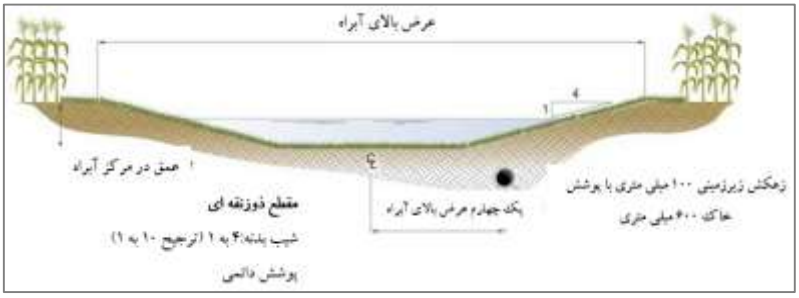
۱۱- ۹- ۷- خیس نماندن دائمی آبراه

آبراه‌ها نباید به طور مداوم خیس باقی بمانند. اگر چنین باشد، حفظ پوشش گیاهی دشوارتر است و عبور از آبراه با ماشین‌های کشاورزی دشوار یا غیرممکن می‌شود. برای جلوگیری از خیس ماندن آبراه‌ها برای مدت طولانی، از زهکش زیر زمینی و یا سطحی استفاده می‌شود.

برای جلوگیری از خیس ماندن طولانی مدت آبراه‌ها، لازم است یک یا چند خط زهکش زیرزمینی در زیر آن نصب شود. زهکش باید موازی مرکز آبراه باشد و دست کم یک چهارم عرض بالای آبراه، از خط مرکزی آبراه فاصله داشته باشد. بسته به نوع خاک، شرایط سطح آب و غیره، ممکن است یک یا دو خط با قطر ۱۰۰ میلی‌متر در هر آبراه مورد نیاز باشد (شکل ۱۱ -۲۳). بدیهی است چنین تمهیداتی برای مناطق مرطوب می‌تواند کاربرد داشته باشد.

۱۱- ۹ - ۸- زهکشی سطحی

ممکن است لازم باشد ورودی‌های آب سطحی، در انتهای بالایی آبراه احداث شوند و به یک زهکش زیرزمینی متصل گردند تا جریان‌های اندک آب سطحی را به زیر زمین منتقل کنند. این ورودی‌ها تنها درصد کمی‌از آب‌های سطحی را انتقال می‌دهند. در هر حال، هدایت این آب به یک زهکش زیرزمینی، موجب می‌شود که آبراه خشک‌تر بماند و کیفیت پوشش گیاهی آن بهبود یابد و امکان عبور ماشین‌های کشاورزی فراهم شود.



Grassed waterways | ontario.ca

شکل ۱۱ -۲۳- محل مناسب قرار گیری زهکش در زیر آبراه سبز

۱۱- ۹- ۹- ساخت و ساز آبراه

آبراه‌ها با ماشین‌های سنگینی مانند بولدوزر، لولر و گریدر ساخته می‌شوند. ادوات خاکورزی مزرعه تنها به صاف شدن نهایی خاک برای آماده سازی بستر بذر کمک می‌کنند. روش ساخت و ساز و نیز زمان درگیری در ساخت آبراه سبز، به توپوگرافی منطقه و ماشین آلات ساخت و ساز موجود بستگی دارد. اگر قرار است یک آبراه در یک مسیر طبیعی یا آبراه کم عمق با چند آبشستگی کوچک اصلاح شود، تنها به شکل دهی و صاف کردن نیاز دارد.

۱۱- ۹- ۱۰- زمان مناسب ساخت

زمان ساخت و ساز آبراه سبز بسیار مهم است. درصد بالایی از آبراه‌های سبز در چند هفته اول یا در سال اول ساخت و ساز دچار آبشستگی می‌شوند زیرا هنگامی کشت شده اند که فرصت کافی برای استقرار نداشته اند.

- بهترین زمان برای احداث آبراه قبل از وقوع باران‌های اواخر پاییز است؛
- بهتر است آبراه در پایان روز در زمان ساخت و ساز کاشته شود تا رطوبت کافی برای جوانه زنی را در اختیار داشته باشد. بذر با بذرپاش دستی یا تراکتور کوچک پخش می‌شود؛ و
- هنگام استفاده از ماشین، باید عمود بر آبراه حرکت کرد. در غیر این صورت، در طول دوره استقرار پوشش گیاهی، خطر فرسایش در اثر رواناب در مسیرهای فرورفته و متراکم چرخ وجود دارد.

۱۱-۹-۱۱- حفاظت از آبراه‌های تازه احداث شده

آبراه‌های تازه ساخته شده با خطراتی روبرو هستند. از سویی، خطر آبشستگی توسط رواناب وجود دارد و از سوی دیگر کم بودن رطوبت خاک در اثر خشک شدن سطح خاک. در نظر گرفتن اقدامات حفاظتی زیر می‌تواند به کاهش خطر این مشکلات کمک کند:

- احداث یک انحراف موقت در انتهای بالای آبراه به منظور جلوگیری از ورود جریان‌های بزرگ به آبراه تا زمان استقرار پوشش گیاهی. پس از استقرار پوشش گیاهی در آبراه، می‌توان انحراف موقت را حذف کرد؛ و
- استفاده از خاکپوش کاه به مقدار ۳/۵ تن در هکتار، بلافاصله پس از کاشت آبراه، می‌تواند از بذرهای در حال رشد به طور موثر محافظت کند.

در حال حاضر مواد جدید بسیاری برای تثبیت سطح خاک در زمان استقرار نهال در بازار موجود است. چنین موادی عبارتند از تثبیت کننده‌های شیمیایی خاک، پوشش‌های الیافی، ورقه‌های مشبک پلاستیکی، مالچ‌های آسفالتی و تشک‌های زیست تخریب پذیر. این مواد به عنوان مالچ برای کاهش سرعت خشک شدن سطح آبراه، ایجاد مانع برای جذب انرژی قطرات باران یا باد وایجاد مقاومت برای کاهش سرعت رواناب به کار می‌روند.

موانع نفوذپذیر مانند عدل‌های کاه، دیواره کوتاه خاکی و کنده‌های چوبی که در فواصل منظم و عمود بر آبراه روی خط قرار می‌گیرند، می‌توانند سرعت جریان آب را کاهش داده و از تخریب جلوگیری کنند. با این حال، این موارد در رخداد رواناب‌های بزرگ چندان کارا نیستند.

۱۱- ۹- ۱۲- بذر و کوددهی آبراه

بذری که در آبراه کشت می‌شود، باید مخلوطی از گیاهان یکساله سریع رشد برای کنترل موقت و مخلوطی از گیاهان چند ساله مقاوم برای محافظت دائمی‌باشد. بیشتر شرکت‌های تولید بذر بر پایه عواملی مانند زهکشی خاک، تحمل سایه، مقاومت در برابر سرعت جریان، نیازهای نگهداری و شرایط آب و هوایی، مخلوط بذر مخصوصی برای کاربردهای گوناگون دارند.

در حالی که بقولات ریشه‌دار به ندرت به تنهایی توصیه می‌شوند، یونجه می‌تواند پوشش رضایت‌بخشی را هنگام کاشت به عنوان بخشی از مخلوط علف و یونجه ایجاد کند. این توصیه در

مزارع پرورش دام می‌تواند مفید باشد. در این صورت، برداشت علوفه می‌تواند درآمدی را نیز عاید صاحب ملک کند.

در بیشترشرایط، علف‌ها و یا مخلوطی از علف‌ها و یونجه می‌توانند به عنوان پوششی مقاوم در برابر فرسایش برای سرعت‌های آب تا ۱/۲ متر در ثانیه استفاده شوند. در سرعت‌های بالاتر، پوشش‌های دیگر مانند سنگ شکسته یا تشک‌های دائمی کنترل فرسایش را باید در نظر گرفت.

۱۱- ۹- ۱۳- تعمیر و نگهداری از آبراه سبز

برای تعمیر و نگهداری مناسب آبراه‌های سبز، بازدید منظم آن‌ها، به ویژه در سال اول پس از استقرار، بسیار مهم است. باید پس از باران‌های شدید، آن‌ها را از نظر آسیب بررسی کرد. لکه‌های برهنه یا فرسوده را به سرعت ترمیم و واکاری کرد. در دوره‌هایی از سال که خطر رواناب کم است، برای حفظ حاصلخیزی خاک و کمک به ضخیم شدن ساقه‌ها و رویش بهتر آن‌ها از کود استفاده کرد. آبراه را دو یا سه بار در سال علف چینی کرد تا تراکم گیاه افزایش یابد. باید از دسترسی دام به آبراه جلوگیری کرد. نباید از آبراه سبز به عنوان مسیر رفت و آمد دام یا ماشین آلات مزرعه استفاده کرد. هنگام عبور از آبراه، باید دنباله بندها را بالا آورد و سمپاش‌ها را خاموش نگه داشت. زمین‌های اطراف آبراه را به موازات مسیر آب در آبراه شخم زد تا آب‌های سطحی به داخل آبراه جاری نشوند. از آبراه‌ها به عنوان "محل دور زدن" در عملیات خاکورزی و کشت باید خودداری کرد. باید از روش‌های مناسب خاکورزی و کشت در زمین‌های کشاورزی اطراف برای حفظ خاک، کاهش رواناب و کاهش تجمع رسوب در آبراه پیروی کرد. باید هر گونه رسوبی که ممکن است انباشته شده و در نهایت باعث مسدود شدن و تخریب آبراه شود را حذف کرد. باید هنگام خیس بودن خاک از عبور با ماشین آلات سنگین خودداری کرد. و به موقع علف‌های هرز مضر را کنترل کرد.

۱۱- ۱۰- راهکار هشتم: کنترل رسوب در مزرعه و ورودی‌های جانبی[1]

ورودی‌های جانبی، سازه‌هایی هستند که رواناب زمین‌های کشاورزی از طریق آن‌ها به زهکش‌های روباز هدایت می‌شود. این سازه‌ها سهم و نقشی در انتقال رسوب و آلاینده‌ها به زهکش روباز دارند. کالورت‌ها و آبشارهای لوله‌ای از این گونه سازه‌ها هستند و می‌توانند مقدار و سرعت جریان ورودی به زهکش‌ها را تنظیم کنند، از ایجاد فرسایش خندقی در نقاط اتصال پیش‌گیری کنند و رسوب گذاری را به مناطقی خاص هدایت کنند. مجموعه این عوامل موجب بهبود کیفیت آب ورودی به زهکش می‌شود.

هم اینک این موارد در طراحی‌های دوست دار محیط زیست زهکشی کشاورزی چندان پر رنگ نیستند. از ورودی‌های جانبی بیشتر در تاسیسات شهری استفاده می‌شود. پژوهش‌ها هنوز در آغاز راه هستند و راه درازی باقی است تا بتوان بهبود کیفیت آب در اثر کاهش انتقال رسوب معلق و بار آلودگی وارد شده به منابع پذیرنده زهاب را کمی کرد و با توجه به آن، بهره گیری از این سازه‌ها را گسترش داد.

محافظت شده با کیسه‌های شن — محافظت شده با توری پلاستیکی

شکل ۱۱-۲۴- ورودی آبشار لوله ای

1 Side-inlet controls

سرعت آب، یکی از مهم ترین عوامل رسوب به حساب می‌آید. در جریان‌های ورقه ای، شیب عامل مهم و موثر سرعت حرکت آب در روی زمین است. از این رو می‌توان شیب زمین را به عنوان عامل اصلی حرکت رسوب دانست.

کنترل فرسایش موجب کاهش رسوب گذاری می‌شود؛ رسوبی که با خود بسیاری از آلاینده‌ها مانند فسفر، فلزات سنگین، بقایای سموم کشاورزی و عوامل بیماری زا را انتقال می‌دهد. از این رو باید بیشترین تلاش برای کاستن از فرسایش خاک در مزرعه صورت گیرد.

۱۱- ۱۰- ۱- هدف و عملکرد

تاسیسات حفاظتی ورودی، رسوب را قبل از انتقال ازمزرعه به سامانه زهکشی و تخلیه آن به دریاچه، رودخانه، نهر، تالاب یا دیگر پهنه‌ها، رهگیری و/یا فیلتر می‌کنند. این تاسیسات، همچنین خطر پر شدن یا گرفتگی لوله‌های تخلیه، جوی‌ها و رسوبگیرها را پایین نگه می‌دارند. حفاظت ورودی ممکن است شامل قرار دادن یک مانع برای ایجاد انحراف آب در ورودی باشد و جریان را به پایین دست، به رسوب گیر یا گودالی در منطقه غیر بحرانی منتقل کند.

۱۱- ۱۰- ۲- قابلیت کاربرد

تاسیسات حفاظتی باید در ورودی‌های جدول خیابان، آبشار (دراپ)، منهول، یا سایر نقاطی که ممکن است رسوب زیادی را دریافت کنند، اعمال شوند. حفاظت از ورودی‌ها بسیار مهم است زیرا در بیشتر موارد،آخرین اقدامی‌است که می‌توان قبل از ورود آب به منابع پذیرنده انجام داد.

۱۱- ۱۰- ۳- فرسایش خاک

فرسایش خاک به عواملی مانند نوع خاک، توپوگرافی، ویژگی‌های آب و هوا و شیوه‌های کشاورزی مانند سیستم خاکورزی یا تناوب زراعی بستگی دارد. تجزیه و تحلیل اثربخشی روش‌های انجام شده و تنظیم آن‌ها برای هر یک از مزارع مهم است.

تشخیص زودهنگام مشکل و انتخاب روش‌های مناسب، بسته به شدت آن، می‌تواند به موفقیت در کنترل فرسایش کمک کند. به عنوان نمونه، واکاری، کشت گیاهان پوششی یا استفاده از لاشبرگ می‌تواند راه‌های خوبی برای کاهش فرسایش خاک در مراحل اولیه باشد. داشتن پوشش گیاهی، مزارع را از تخریب توسط رواناب، ضربه قطرات باران و وزش باد محافظت می‌کند. در موارد شدید، با کشاورزی تراس بندی شده یا موانع کوتاه (چک دَم) می‌توان فرسایش را کاهش داد. سایر اقدامات کنترل فرسایش خاک شامل کشت روی خطوط تراز و کاشت گیاهان چند ساله با سیستم ریشه قوی برای تثبیت خاک و کند کردن جریان آب است.

۱۱- ۱۰- ٤- جلوگیری از فرسایش خاک

کاهش فرایندهای فرسایشی کار آسانی نیست و متوقف کردن آن حتی دشوارتر است. به همین دلیل است که پیشگیری بهترین روش کنترل است. برخی از زمین‌ها به شدت فرسایش پذیر هستند، بنابراین بدون اقدامات پیشگیرانه، نمی‌توان از آن‌ها برای کشاورزی استفاده کرد. هر مزرعه به مدیریت خاصی برای محافظت از خاک در برابر فرسایش نیاز دارد.

۱۱- ۱۰- ٥- تراس بندی و کشت روی خطوط تراز

رواناب‌های تند موجب گسترش سریع فرسایش می‌شوند. تنها راه پیشگیرانه آن کاستن از شیب است. تراس بندی، روش مناسبی برای رشد محصولات در تپه‌های شیب دار است. کشاورزی روی خطوط تراز، فرسایش خاک را کاهش می‌دهد زیرا گیاهان آب را جذب می‌کنند و پشته‌ها از جریان جانبی آن جلوگیری می‌کنند که خطرات تخریب را کاهش می‌دهد. گیاهان با ریشه‌های قوی نیز زمین را تثبیت می‌کنند و از لغزیدن آن به پایین شیب جلوگیری می‌کنند.

Erosion Control Measures - ScienceAid

شکل ۱۱ -۲۵- کشت روی خطوط تراز

۱۱- ۱۰- ٦- پوشش زمین

پوشش زمین نه تنها به کاهش، بلکه به جلوگیری از تخریب مزرعه کمک می‌کند. پوشش بیش از ۳۰ درصد زمین به کاهش خطر فرسایش کمک زیادی می‌کند. در بیشتر سیستم‌های چرا و تولید محصول، پوشش کامل زمین کار دشواری نیست.

۱۱- ۱۰- ۷- گیاهان پوششی

کاشت محصولات، برای خاک پوشش ایجاد می‌کند و از این رو به جلوگیری از فرسایش آن کمک می‌کند. در فاصله بین دو فصل رشد گیاه اصلی، می‌توان با تناوب زراعی و کشت گیاهان پوششی، سطح خاک را عریان نگه نداشت. تناوب زراعی با گیاهان ریشه بلند به کمک تثبیت خاک، فرسایش را کاهش می‌دهد. افزون بر این، پوشش گیاهی همیشگی، مزارع را از فرسایش بادی نیز محافظت می‌کند.

۱۱- ۱۰- ۸- استفاده از مالچ

خاکپوش‌هایی مانند کاه، علف‌های هرز خشک شده یا منسوجاتی که منشا کشاورزی دارند (مانند الیاف گونی غیر پلاستیکی) نه تنها مزرعه را از باران و باد محافظت می‌کنند، بلکه رطوبت خاک را نیز حفظ می‌کنند و زمین را در برابر ترک خوردن محفوظ نگه می‌دارند. علاوه بر این، خاکپوش‌های

تجزیه شده با منشاء زیستی، مواد مغذی و مواد آلی را به مزرعه اضافه می‌کنند و باروری را افزایش می‌دهند و ساختمان آن را بهبود می‌بخشند.

۱۱- ۱۰- ۹- کم‌خاکورزی و بی‌خاکورزی

شخم زدن عمل رایجی در کشاورزی معمولی است. با این حال مطالعات نشان می‌دهد که رویکردهای کم‌خاکورزی و بی‌خاکورزی موجب کاهش به هم خوردگی خاک می‌شوند و می‌توانند به کاهش فرسایش خاک نیز کمک کنند. هنگامی‌که خاکدانه‌ها و پوشش خاک کم و بیش دست نخورده باقی بمانند، فرایندهای فرسایشی به کندی پیش می‌روند.

۱۱- ۱۰- ۱۰- مواد آلی

خاک سطحی سالم باید حاوی مواد آلی کود حیوانی و کود گیاهی تجزیه شده باشد. مواد آلی از چند راه از فرسایش خاک جلوگیری می‌کنند:

- مواد مغذی حیاتی برای محصولات کشاورزی را تامین می‌کنند و پوشش گیاهی را قوی‌تر می‌سازند؛
- خواص نگهداری آب در خاک را بهبود می‌بخشند و رواناب را کاهش می‌دهند؛ و
- ذرات خاک را به هم می‌چسبانند و به مقاومت در برابر جریان آب و باد می‌افزایند.

۱۱- ۱۰- ۱۱- چرای متناوب

هنگامی‌که دام برای مدتی دراز در یک مکان چرا می‌کند، کم و بیش تمام گیاهان را می‌خورد. بدیهی است که از دست دادن پوشش خاک، در بیشتر موارد باعث فرسایش می‌شود. به همین دلیل مهم است که با انتقال دام به مراتع دیگر، اجازه داده شود مناطق چرا احیا شوند.

۱۱- ۱۰- ۱۲- تغییر روش آبیاری

از آنجایی که قطره چکان جریان ناچیزی دارد و پاشش آب را حذف می کند، بهترین روش آبیاری برای جلوگیری از فرسایش خاک است. سامانه‌های موضعی، قطره‌های ریز آب را بدون خطر تخریب به ریشه‌های گیاه در سطح یا زیرزمین می‌رسانند.

۱۱- ۱۰- ۱۳- پایش کشت برای شناسایی فرایندهای فرسایش خاک

روش‌های گوناگونی برای کاهش فرسایش خاک، بسته به نوع آن و ویژگی‌های مزرعه وجود دارد. بطور معمول توصیه می‌شود از کشاورزی حفاظتی و شیوه‌های کشاورزی پایدار استفاده شود. با به کارگیری فناوری‌های نوین، کشاورزان می‌توانند اثر خاکورزی غیر فرسایشی را افزایش دهند. از نظر فرسایش خاک، ابزارهای سنجش از دور برای نظارت بر مناطق بزرگ کشاورزی بسیار کارا هستند و می‌توانند هم توسط " بزرگ مالکان" بخش کشاورزی و هم برای کشاورزان کوچک استفاده شوند. نرم افزارهایی وجود دارند که در سامانه GIS فرسایش خاک را کنترل می کنند.

۱۱- ۱۰- ۱٤- کاربرد کود به مقدار لازم در هر نوبت

استفاده نادرست از برخی مواد شیمیایی کشاورزی می‌تواند فرسایش بادی یا آبی را تحریک کند. فرسایش خاک در زمین‌های زراعی اغلب به دلیل مصرف بیش از اندازه کودهای معدنی و در نبود مقدار کافی کودهای آلی رخ می‌دهد. چنین رویکردی منجر به رطوبت زدایی مزرعه و تخریب ساختمان خاک می‌شود. مزارع با درصد پایین هوموس، بیشتر مستعد فرسایش خاک هستند، زیرا ذرات کوچک غیر چسبیده به یکدیگر، به راحتی توسط آب شسته و یا توسط باد جابجا می‌شوند. با این وجود، با توزیع منطقی و متعادل کودهای معدنی و آلی و با کاربرد مقدار متفاوتی از کود در هر نوبت می‌توان از این پیامدهای منفی پرهیز کرد.

امروزه سیستم‌های کشاورزی هوشمند می‌توانند مقادیر مورد نیاز کودهای معدنی و آلی برای مناطق گوناگون را تشخیص دهند. شرکت‌های خدماتی‌ای نیز وجود دارند که با استفاده از تصاویر

ماهواره‌ای،کود مورد نیاز هر منطقه را مشخص می‌کنند. کشاورزان می‌توانند مزارع خود را بر پایه نقشه‌های شاخص پوشش گیاهی به چند منطقه تقسیم کنند. هر منطقه روی نقشه، شدت پوشش گیاهی خاصی را نشان می‌دهد که به توزیع مقدار مناسب کود برای هر منطقه کمک می‌کند.

استفاده بیش از حد از کودهای معدنی منجر به شسته شدن مواد مغذی از نیمرخ خاک، آلودگی شیمیایی، مسمومیت محصولات و کاهش بهره وری مزرعه می‌شود. از سوی دیگر، کاربرد منطقی کود، نه تنها در هزینه‌های کشاورزان صرفه‌جویی می‌کند، بلکه تأثیر مثبتی بر محیط‌زیست می‌گذارد و به کنترل فرسایش خاک نیز کمک می‌کند.

۱۱- ۱۰- ۱۵- برنامه ریزی و نظارت بر تناوب زراعی

تناوب زراعی از جمله شیوه‌های کلیدی کشاورزی برای کاهش فرسایش خاک است. بسته به مقدار شیب و نشانه‌های فرسایش موجود، یک یا چند نوع تناوب زراعی، از جمله کنترل فرسایش خاک با کشت علف‌های چند ساله در نظر گرفته می‌شود. تناوب زراعی عامل مهمی‌در حفظ بهره وری بالای مزرعه است، زیرا تک کشتی، مواد غذایی مزرعه را تخلیه می‌کند و منجر به بیماری و مسمومیت خاک می‌شود.

نرم افزارهایی هستند که با استفاده از سوابق تصاویر ماهواره‌ای، امکان ردیابی مناسب تناوب محصول را در هر مزرعه، بطور جداگانه فراهم می‌کنند. کاربران همچنین می‌توانند برای ردیابی آسان و برنامه ریزی اقدامات بعدی، تاریخچه تناوب محصول را برای هر مزرعه جدید به آن اضافه کنند. برای انجام این کار، فقط تاریخ کاشت و برداشت و نام محصول را باید مشخص کرد. داده‌های اضافه شده برای هر مزرعه، برنامه ریزی توالی زراعی را برای فصول رشد بعدی، بسته به بهره وری و نیاز مزرعه ساده می‌کند. قوانین پایه تناوب زراعی، همراه با توصیه‌های دیگر، به جلوگیری از کاهش بهره وری مزرعه و نیز کاهش گسترش فرایندهای فرسایش خاک کمک می‌کند.

۱۱- ۱۰- ۱۶- پایش پوشش گیاهی

امروزه سابقه تصاویر ماهواره‌ای در مورد وضعیت پوشش گیاهی در هر نقطه از جهان در دسترس است. برخی از پایگاه‌ها تصاویر همراه با شاخص‌های محاسبه شده را بطور رایگان در اختیار همگان قرار می‌دهند. با تجزیه و تحلیل داده‌های چند ساله، می‌توان تغییرات پوشش گیاهی را مشاهده کرد. هنگام مقایسه نقشه‌های پوشش گیاهی برای دوره‌های گوناگون گذشته، کاربران می‌توانند تغییرات سطح پوشش گیاهی را در کل مزرعه یا مناطق جداگانه آن ردیابی کنند. فرسایش خاک یکی از دلایل کاهش سطح پوشش گیاهی است. هنگامی‌که تغییری تشخیص داده شود، منطقی است که بازرسی از مزرعه و انجام آزمایش خاک، برای درک علت پسرفت پوشش گیاهی و تایید یا حذف اثرات فرسایش خاک بر بهره‌وری محصول انجام شود.

۱۱- ۱۰- ۱۷- اهمیت کنترل فرسایش خاک

مزارع فرسایش یافته بهره وری را در بخش کشاورزی کاهش می‌دهند. توجه بموقع به مناطق دارای فرسایش خاک، پیش از آن که خسارت شدید شود مهم است. بسیاری از تولیدکنندگان محصولات زراعی موفق شده اند روند تخریب زمین در مزارع خود را کاهش دهند. با این حال، این مشکل همچنان یکی از دلایل اصلی از دست رفتن زمین‌های کشاورزی است. به همین دلیل است که تولیدکنندگان باید بدانند چه چیزی باعث فرسایش خاک می‌شود و چگونه آن را به موقع متوقف کنند. نرم افزارها می‌توانند در این راه کمک کنند.

۱۱- ۱۰- ۱۸- حفاظت از تاسیسات زهکشی

حفاظت از تاسیسات زهکشی باید در همه جای شبکه انجام شود. مهم ترین و بحرانی ترین نقاط، محل ورودی‌ها هستند. ورودی از قطعه آبیاری به زهکش درجه ۴ انتهای قطعه، ورودی از زهکش درجه ۴ به زهکش درجه ۳ و همین طور از درجه ۳ به درجه ۲ و ۱ و در پایان به منبع پذیرنده زهاب. در همه این نقاط بحرانی باید کنترل رسوب انجام شود. لیکن ورودی از قطعه آبیاری به زهکش

انتهای قطعه(درجه ۴) مهم ترینِ این نقاط است؛ زیرا که رسوب از داخل قطعه آبیاری سرچشمه می‌گیرد.

طراحی، کلید کاهش فرسایش و ایجاد رسوب است. عدم تجاوز از شیب‌های فرساینده می‌تواند در این راه کارساز باشد. در میان روش‌های آبیاری سطحی، آبیاری کرتی و آبیاری با جویچه‌های ته بسته از این نظر از بقیه روش‌ها بهتر هستند. در آبیاری موضعی، که در آن روانابی تولید نمی‌شود نیز مشکل فرسایش پدیدار نمی‌گردد. برخی از روش‌های آبیاری بارانی نیز این مشکل را ندارند؛ لیکن برخی دیگر مانند انتهای بیرونی سنترپیوت‌ها می‌توانند موجب فرسایش شوند.

۱۱- ۱۰- ۱۹- حفاظت از زهکش قطعه آبیاری (درجه ٤)

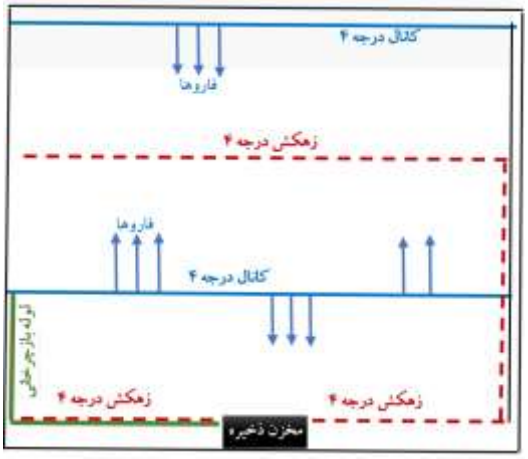
همان گونه که گفته شد، رسوب از داخل قطعه آبیاری سرچشمه می‌گیرد. در درجه نخست بهتر است که با اصلاح شیب و بده جریان از ایجاد فرسایش جلوگیری کرد. گاهی انجام این کار ناممکن است. به عنوان نمونه، در بیشتر شبکه‌های آبیاری و زهکشی ایران توزیع آب بین زارعین بر پایه زمان انجام می‌شود. به عبارت دیگر ممکن است فردی در هر ده روز چهار ساعت آب داشته باشد. آبیار ممکن است چاره‌ای به جز این نداشته باشد که به اصطلاح آب را در قطعه آبیاری بدواند. در این حالت فرسایش کم و بیش اجتناب ناپذیر است. بنابراین تردیدی نیست که موضوع تقسیم و توزیع آب باید بازنگری شود. باید افزود که انجام این کار، موجب پایین رفتن کارآیی آبیاری و بهره وری آب نیز می‌شود.

راهکاری که برای کاهش رسوب بویژه در غرب و غرب میانه امریکا به کار برده می‌شود، بازیافت رواناب سطحی از انتهای مزرعه[1] و انتقال آن به کانال آبیاری است. انجام این کار، موجب بالا رفتن کارآیی آبیاری و بهره وری آب نیز می‌شود. برای این کار، رواناب انتهای مزرعه را در حوضچه‌ای کوچک جمع آوری و سپس به کانال بالای مزرعه پمپ می‌کنند. چنانچه رواناب انتهای مزرعه در

1 Tailwater Recovery System

آبیاری نشتی و نواری ۱۵ تا ۲۰ درصد باشد، در حقیقت حجم آب مورد استفاده در آبیاری به همین مقدار کم می‌شود. شکل ۱۱-۲۶ نمونه‌ای از این کار را نشان می‌دهد. رسوب موجود در رواناب یا در مخزن باقی می‌ماند و یا این که به کانال آبیاری برمی‌گردد. امروزه با وجود پمپ‌هایی که با انرژی خورشیدی کار می‌کنند، این کار آسان تر شده و از هزینه آن کاسته شده است.

کشاورزان سنتی ایران در آبیاری از موانع کوچکی در جویچه، کرت و یا نوار برای کاهش سرعت آب استفاده می‌کنند. روش کار آن‌ها به این ترتیب است که با خاک یا کاه و یا چیزی دیگر، مانعی کوتاه در سر راه آب ایجاد می‌کنند. این موانع از سرعت حرکت آب می‌کاهند و از پدیدار شدن فرسایش جلوگیری می‌کنند. کشاورز و همکاران (۲۰۲۲) در پژوهشی دو دبی فرساینده ۰/۶ و ۰/۹ لیتر بر ثانیه را در نشتی‌هایی به کار بردند که در آن‌ها در فواصل ۱۰ و ۲۰ متری از هم، برآمدگی‌ای به ارتفاع ۵ سانتی متر ایجاد شده بود. این برآمدگی‌ها در مقایسه با تیمار شاهد، تلفات فسفر محلول در رواناب را بین ۱۳ تا ۳۷ درصد، بسته به دبی و فاصله کاهش دادند. کاهش مواد معلق در آب، بسته به دبی و فاصله برآمدگی‌ها مطابق جدول ۱۱-۴ بود. شاید کشاورز ایرانی این کار را برای افزایش فرصت نفوذ انجام می‌دهد، لیکن این فایده را نیز در بر دارد که فرسایش خاک را کاهش می‌دهد.



شکل ۱۱ -۲۶- بازیافت رواناب سطحی از انتهای مزرعه

جدول ۱۱-٤- درصد کاهش رسوب در اثر برآمدگی‌های درون جویچه‌ها

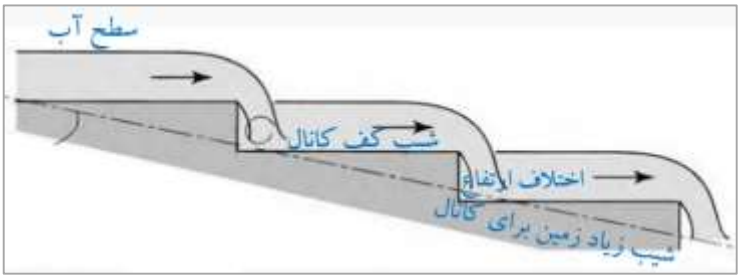
	دبی ۰/۶ لیتر بر ثانیه	دبی ۰/۹ لیتر بر ثانیه
برآمدگی در فاصله ۱۰ متر	۳۳	۵۹
برآمدگی در فاصله ۲۰ متر	۲۵	۲۵

کشاورز و همکاران (۲۰۲۲)

۱۱- ۱۰- ۲۰- حفاظت از زهکش مزرعه (درجه ۳)

در استاندارد ایران، مزرعه از چند قطعه آبیاری تشکیل شده و بین ۳۰ تا ۱۰۰ هکتار مساحت دارد. در بالادست آن کانال آبیاری درجه ۳ و در پایین دست آن زهکش درجه ۳ قرار دارد. این زهکش رواناب سطحی قطعات آبیاری را جمع می‌کند. زهکش‌های درجه ۳ گاه رواناب ناشی از باران را نیز منتقل می‌کنند. در هنگام غیر سیلابی دبی چندانی ندارند. چنانچه دبی ویژه آبیاری ۱/۵ لیتر بر ثانیه در هکتار فرض شود و ۲۰ درصد آن به رواناب سطحی تبدیل گردد، دبی زهکش درجه ۳ بین ۹ تا ۳۰ لیتر بر ثانیه خواهد بود. چنانچه روش آبیاری نشتی ته بسته، کرتی و یا موضعی باشد و به خوبی مدیریت شود، نیازی به زهکش درجه ۳ وجود نخواهد داشت زیرا در این روش‌ها، رواناب ناشی از رگبار هم ایجاد نخواهد شد.

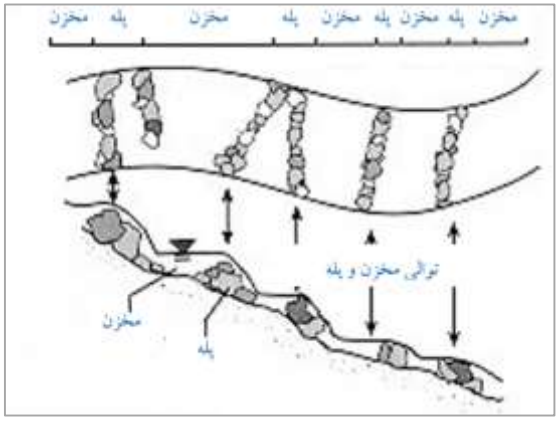
لیکن در روش‌های متداول‌تر آبیاری سطحی (نشتی و نواری) دبی رواناب می‌تواند قابل ملاحظه باشد. از آنجا که به طور معمول، زمان تمرکز کوتاه است، شدت بارندگی زیاد و دبی رواناب نیز قابل ملاحظه است. در این حالت، خطر فرسایش به دلیل سرعت رواناب قابل چشم پوشی نیست. هرگاه با کنترل شیب نتوان به سرعت غیر فرساینده رسید، استفاده از سازه‌هایی مانند آبشار (دراپ) یا سازه‌های دیگری که همین وظیفه را بر عهده دارند، اجتناب ناپذیر است (شکل ۱۱-۲۷).



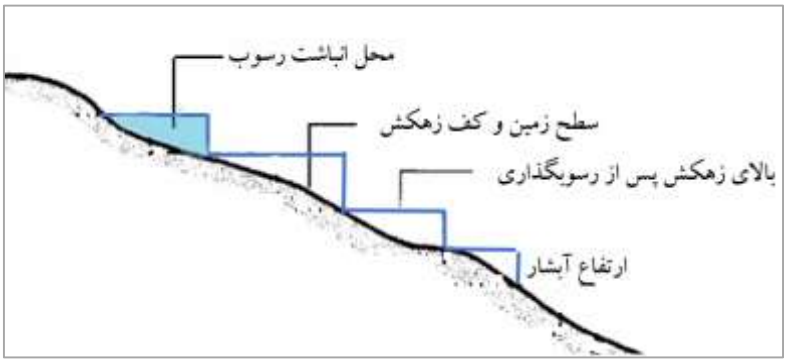
شکل ۱۱-۲۷- سازه آبشار برای کاهش سرعت آب

۱۱- ۱۰- ۲۱- حفاظت از آبراه‌های طبیعی

از آنجا که زهکش‌ها و آبراه‌های طبیعی، هر دو، از نقاط پست گذر می‌کنند، می‌توانند با هم یکی شوند. در این صورت بهتر است که آبراه طبیعی حفظ شود تا در کاربری زمین صرفه جویی شود. در آبراه‌های طبیعی پر شیب بهتر است از مصالح طبیعی برای کنترل شیب استفاده کرد. شکل ۱۱-۲۸ نمونه‌ای از این نوع کار را نشان می‌دهد. چنانچه در نظر باشد که از بتن استفاده شود، بهتر است سازه‌های آبشار سطح آب را در بالاتر از سطح زمین کنترل کنند تا در بالا دست آن‌ها مخزن‌هایی ایجاد شود که رسوب را در خود جای دهند و به عنوان رسوبگیر عمل کنند. شکل ۱۱-۲۹ نمونه‌ای از این نوع کار را نشان می‌دهد.



شکل ۱۱-۲۸- سازه کنترل شیب و رسوبگیر در آبراه طبیعی با مصالح طبیعی

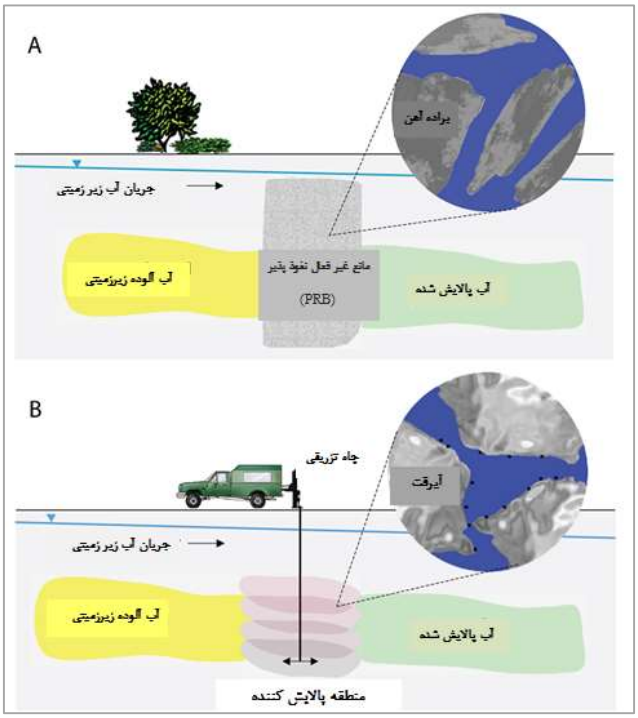


شکل ۱۱-۲۹- سازه کنترل شیب و رسوبگیر در آبراه طبیعی با مصالح بتنی

۱۱- ۱۱- راهکار نهم: بیو راکتورها و مانع‌های واکنشی[1]

آنچه که به عنوان مانع واکنشی نفوذ پذیر[2](PRB) شناخته می‌شود، نخستین بار در دانشگاه واترلو کانادا برای پالایش آب زیر زمینی به کار رفت. هرچند سالها از عمر این نوآوری می‌گذرد، هنوز جای خود را در زهکشی زیر زمینی باز نکرده است.

1 Reactive barriers
2 Permeable reactive barriers (PRBs)



شکل ۱۱-۳۰- مانع‌های واکنشی نفوذ پذیر برای پالایش آب زیر زمینی

در آبهای زیر زمینی استفاده از این روش مقرون به صرفه تشخیص داده شده است. روش‌های یاد شده از طریق جذب و بی حرکت کردن آلاینده، ترسیب، فعل و انفعال شیمیایی و بی‌خطر یا کم‌خطر کردن آلاینده و استفاده از زیستمندان کار می‌کنند. براده آهن با ظرفیت صفر[1] یکی از موادی است که بطور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد. بیشتر آلاینده‌ها به آسانی اکسیده یا احیا می‌شوند. این گونه آلاینده‌ها را می‌توان از راه زیستی و با کمک ریزجانداران پالایش کرد.

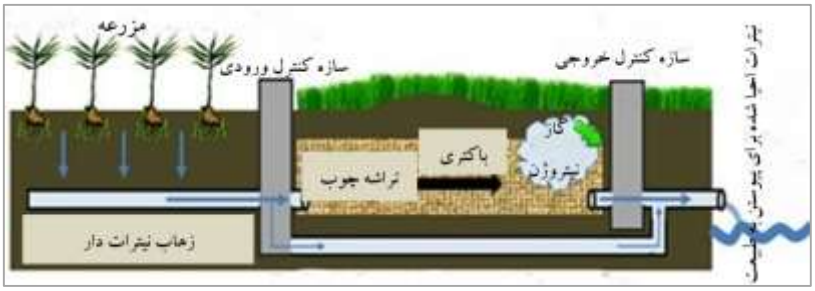
بیوراکتورها از جمله مانع‌های واکنشی به حساب می‌آیند. بیوراکتورها، در حقیقت ترانشه‌هایی پایین‌تر از سطح زمین هستند که از منابع کربن دار، بیشتر تراشه چوب، پر شده اند و زهاب درست پیش از تخلیه به منابع سطحی پذیرنده، از درون آن می‌گذرد. مواد کربن دار، بستری مناسب برای

1 Zerovalent iron

کارکرد باکتری‌ها هستند. این باکتری‌ها وظیفه شکستن ملکول‌های نیترات را در فرایند نیتراتزدایی یا دنیتریفیکاسیون دارند. بیوراکتورها را می‌توان دارای ویژگی‌های زیر دانست:

- از فناوری اثبات شده‌ای پیروی می‌کنند؛
- الگوی طراحی موجود را دگرگون نمی‌کنند؛
- زمینی از چرخه تولید خارج نمی‌شود؛
- تاثیر گذاری شبکه زهکشی را کاهش نمی‌دهند؛
- به نگهداری چندانی نیاز ندارند؛ و
- عمر مفید آن‌ها به بیست سال می‌رسد.

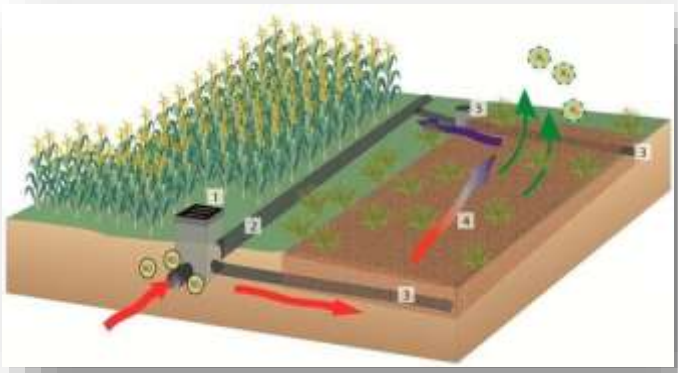
در بیوراکتورها، جانداران درون خاک بر روی تراشه‌های چوب جای می‌گیرند. جانداران تراشه‌های چوب را به ذرات آلی کوچک تر می‌شکنند، کربن تولیدی را " می‌خورند" و از نیترات موجود در زهاب "تنفس" می‌کنند. به عبارت دیگر اکسیژن نیترات را مورد استفاده قرار می‌دهند. همان گونه که جانداران هوازی از اکسیژن هوا استفاده می‌کنند و گاز کربنیک پس می‌دهند، این باکتری‌ها نیز از نیترات استفاده می‌کنند و بازدم آن‌ها گاز نیتروژن است که بی‌خطر است و به هوا باز می‌گردد. به این ترتیب، بخشی از نیترات‌هایی که بوسیله زهکش زیر زمینی خارج شده اند، پیش از آن که به منابع پذیرنده زهاب برسند، از چرخه خارج می‌شوند. مطالعات چندگانه نشان می‌دهد که بیوراکتورها بین ۱۵ تا ۸۰ درصد نیترات‌ها را از میان بر می‌دارند (کریستین و هلمرز، ۲۰۱۱).



شکل ۱۱-۳۱- شمایی از یک بیورآکتور زهکشی

همان گونه که گفته شد، در این روش، زهاب از درون موادی مانند تراشه چوب گذر می‌کند که میکرب‌ها از کربن آن به عنوان غذا استفاده می‌کنند و از اکسیژن موجود در آب تنفس می‌کنند و با کاستن از اکسیژن موجود، شرایط احیای نیترات‌ها و تبدیل آن‌ها به نیتروژن یا گاز آمونیاک را فراهم می‌آورند. چنانچه پهنای این گونه بیوراکتورها کم باشد، به آن پرده احیا[1] می‌گویند. چنانچه خوب طراحی شده باشند، مقدار زیادی از نیتروژن نیتراتی را به ماده بی‌خطری تبدیل می‌کنند. بیوراکتورها هم می‌توانند در مسیر جریان قرار گیرند و هم در کنار مزرعه که زهاب خروجی، پس از آن به زهکش روباز تخلیه شود. در یک مزرعه آزمایشی در آیووا در کنار هر خط لوله جانبی زهکش، ترانشه کم عرضی کنده و آن را از تراشه چوب پر کرده اند تا زهاب پیش از رسیدن به زهکش، از درون آن بگذرد و پالایش شود. روی ترانشه نیز پوشیده شده و به زیر کشت می‌رود. اقداماتی اینچنین هنوز نیازمند پژوهش و پایش هستند و تاکنون به عنوان راه عملی مورد توصیه قرار نگرفته‌اند. پژوهشگران دانشگاه ایلینویز استانداردی برای بیوراکتورهای کنار مزرعه تدوین کرده اند. دو سازه کنترل سطح آب و دبی زهاب در دو طرف آن در نظر گرفته شده و ماده اصلی بیوراکتور را تراشه چوب تشکیل می‌دهد که تا نزدیک سطح زمین انباشته می‌شود. بیوراکتورها به عنوان بهترین شیوه‌های مدیریتی برای کاهش نیتروژن نیتراتی زهاب شناخته شده اند. زهکش‌های زیر زمینی موجود را نیز می‌توان به بیوراکتورها مجهز کرد. زمین چندانی از بین نمی‌رود زیرا که می‌توان بر روی آن‌ها نیز کشت کرد و به عملیات نگهداری چندانی نیز نیاز ندارند.

1 Reduction curtain



شکل ۱۱-۳۲- موقعیت بیورآکتور ایجاد شده در یک سیستم زهکشی

هنوز باید پژوهش‌های بیشتری بر روی بیوراکتورها انجام شود. به عنوان نمونه عملکرد آن‌ها در تغییر مقدار گازهای گلخانه‌ای و خروج متیل جیوه از بیوراکتورها تا کنون مشخص نشده است. در زمینه کاهش ورود فسفر به محیط زیست، راه‌های گوناگونی پیشنهاد شده ولی تعداد اندکی از آن‌ها آزمون شده است. پن و همکاران (۲۰۰۷) راه‌هایی را برای جذب فسفر در مزرعه، کنار مزرعه و در مسیر زهکش پیشنهاد کرده و برای هر یک از موارد نیز طرحی را ارائه کرده اند. در یک بررسی، مک دوئل و همکاران (۲۰۰۸)، اطراف لوله زهکش را با مخلوطی از گدازه‌های آهن پر کردند. نتیجه کار این بود که تلفات فسفر به اندازه دو سوم فسفر ورودی بود. عمر این سیستم بیش از ۲۵ سال برآورد شد ولی هنوز به پرسش‌های مهمی‌مانند تغییرات هیدرولیکی در اثر جذب فسفر، زمان ماند و هزینه‌های مترتب بر آن پاسخ داده نشده است.

۱۱-۱۲- راهکار دهم: مدیریت کشاورزی

همان گونه که گفته شد، زهکشی کشاورزی در بیشتر موارد، خود منشاء و به وجود آورنده آلودگی محیط زیست نیست، بلکه آلاینده‌ها را جمع آوری می‌کند و دریک مسیر ویا یک نقطه مشخص

متمرکز می‌سازد. کودها، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و مواد دیگر با هدف افزایش محصول به خاک افزوده می‌شوند؛ لیکن بقایای آن‌ها با زهکشی از خاک خارج می‌شود و به محیط زیست می‌رسد. از این رو، مدیریت کشاورزی اهمیتی چند باره دارد و زهکشی تنها بخشی از آن به حساب می‌آید. مدیریت کشاورزی می‌تواند انتقال کود، رسوب و آلاینده‌های دیگر به زهکش‌ها را تا اندازه‌ای کنترل کند. مدیریت کود دهی، مدیریت آبیاری، خاکورزی، رعایت تناوب و مدیریت آفات، هر یک نقشی بسیار مهم در این راه دارند. نخستین و مهم ترین راه برای بهبود کیفیت زهاب این است که تولید کنندگان این ارتباط را بخوبی درک کنند. بسیاری از کشاورزان کشت گیاهان پوششی[۱] را کاری بی فایده و بی صرفه می‌دانند. چنانچه برخی از این کشاورزان به ارتباط بین گیاهان پوششی و بهبود کیفیت آب و زهاب پی ببرند، ممکن است برخی از آن‌ها به این کار مفید روی آورند. چنین فایده‌ای می‌تواند در روش بی‌خاکورزی یا کم‌خاکورزی نیز وجود داشته باشد. آگاهی دهی به کشاورزان می‌تواند به بهبود کیفیت زهاب کمک کند. نباید فراموش کرد که هدف از مدیریت زهاب ایجاد توازن بین تولید محصولات کشاورزی و اقتصاد از یک طرف و حفاظت محیط زیست از سویی دیگر است. از این رو، انتظار یک سویه برای حفاظت محیط زیست نیز منطقی نیست.

در فصل ششم به بهترین شیوه‌های مدیریتی در آب و خاک پرداخته شده و این گونه موارد در آن مورد بحث قرار گرفته است.

۱گیاهان پوششی (cover crops) گیاهانی هستند که در درجه نخست برای پیش گیری از فرسایش خاک، حفظ باروری خاک، کیفیت خاک، آب، علف هرز، آفات، بیماری ها، تنوع زیستی و حفظ جانوران در زیست‌بوم کشاورزی کشت می‌شوند.

منابع

ابراهیمی زاده، م.ع.، حسنلی، ع. م.، احمدی راد، ش. ۱۳۸۵. حداقل اثرات زیست محیطی پساب فاضلاب شهری بر خاک در کشت ذرت. مجموعه مقالات اولین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.

اکرم، م.، ۱۴۰۱. زهکشی کشاورزی، تجربه های ایران، جلد نخست: وضع موجود آب و خاک، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

اکرم، م.، ۱۴۰۱. زهکشی کشاورزی، تجربه های ایران، جلد دوم: معیارهای طراحی زهکشی، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

بدیعی، آ.، کاراندیش، ف.، طباطبائی، م. ۱۳۹۵. تأثیر آبیاری با پساب خام و تصفیه‌شده شهری بر عملکرد گندم و ویژگی‌های میکروبی خاک و گیاه. نشریه آب و خاک. جلد ۲۶. شماره ۲.

پذیرا، ا.، راهنمای کاربرد مدل های تجربی و نظری آبشویی نمک‌ها ی خاک‌ها ی شور، ۱۳۸۵. سازمان برنامه و بودجه، نشریه ۳۵۹

جلالی، ع.، گلوی، م.، قنبری، ا.، رمرودی، م. ۱۳۸۹. اثر آبیاری با فاضلاب تصفیه شده شهری بر عملکرد و جذب فلزات سنگین در سورگوم. مجله علوم آب و خاک. ۱۴(۵۲ :۲۵-۱۵)

جواهریان، ز.، فاتح وحدتی، ع. ر.، رحمتی، ع. ر.، زمانی، ز. ۱۳۹۵. اهداف توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط زیست، انتشارات حک، شابک ۴-۶۲-۶۶۸۲-۶۰۰-۹۷۸

حاتمیان، ل.، رفعتی، م. فرساد، ف. ۱۳۹۸. اثر آبیاری با فاضلاب بر انباشت فلزات سرب و کادمیوم در خاک و دانه‌های گندم و جو. مدیریت آب و آبیاری. ۹(۲): ۳۳۲-۳۲۱.

حاجی‌نمکی، س. امامی، ح. فتوت، الف. ۱۳۹۸. کاربرد تجزیه مولفه‌ها ی اصلی برای شناسایی تغییرات ویژگی‌های خاک ناشی از آبیاری با پساب در اراضی حاشیه رودخانه کشف رود، نشریه آب و خاک، ۳۳ (۲).

زارع میرک اباد، ر.، سهرابی، ت.، متشرع زاده، ب. ۱۳۹۷. اثر کم آبیاری با فاضلاب تصفیه شده شهری بر عملکرد ذرت. تحقیقات آب و خاک ایران، ۴۹(۳)، ۵۱۴-۵۰۵.

شیرعلی، ا. ۲۰۲۰. گزارش اهداف توسعه پایدار سازمان ملل، مرکز افکارسنجی دانشجویان ایران
http://www.ispa.ir/Default/Details/fa/2257/%DA%AF%D8%B2%D8%A7%D8%B1%D8%B4-%D8%A7%D9%87%D8%AF%D8%A7%D9%81-%D8%AA%D9%88%D8%B3%D8%B9%D9%87-%D9%BE%D8%A7%DB%8C%D8%AF%D8%A7%D8%B1-%D8%B3%D8%A7%D8%B2%D9%85%D8%A7%D9%86-%D9%85%D9%84%D9%84-(2020)

عرفانی، ع.، حق نیا،غ. علیزاده، ا. ۱۳۸۱. تأثیر آبیاری با فاضلاب بر عملکرد وکیفیت کاهو و برخی ویژگی‌های خاک. مجله علوم آب و خاک. ۶ (۱) :۹۲-۷۱.

علی محمدی، ر. ۱۳۹۴. بررسی تغییرات حاصله در خاک و گیاه ناشی از آبیاری با استفاده از پساب تصفیه شده شهری و تأثیر آن بر عملکرد یونجه. پژوهش آب در کشاورزی، ۲۹ (۱): ۴۷-۳۵.

محمدی، پ.، ۱۳۸۵. مروری بر استانداردها و تجارب استفاده از پسابها برای آبیاری، نشریه شماره ۱۰۴، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران

مرکز آمار ایران، ۱۳۹۶، نتایج تفصیلی سرشماری عمومی کشاورزی سال ۱۳۹۵. استان خوزستان

مرکز آمار ایران، ۱۳۹۹، نتایج تفصیلی سرشماری عمومی کشاورزی سال ۹۸-۱۳۹۷. استان خوزستان

مظهری، م. ۱۳۹۹. آلودگی خاک به فلزات سنگین و پالایش گیاهی، چاپ دوم، انتشارات پلک، شابک ۹۷۸۹۶۴۲۳۵۱۷۰۱

مهندسین مشاور پندام.،۱۳۸۱. فعالیت های انسانی و اثرات آنها بر اکوسیستم تالاب شادگان، جلد ۳ از مجموعه گزارش های مطالعات مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان، پروژه بهسازی آبیاری ایران، وزارت جهاد کشاورزی

مهندسین مشاور پندام.،۱۳۸۱. فعالیت های انسانی و اثرات آنها بر اکوسیستم تالاب شادگان، جلد ۲ از مجموعه گزارش های مطالعات مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان، پروژه بهسازی آبیاری ایران، وزارت جهاد کشاورزی

مهندسین مشاور پندام.،۱۳۸۱. محیط طبیعی بوم سازگان تالاب شادگان، جلد ۱ از مجموعه گزارش های مطالعات مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان، پروژه بهسازی آبیاری ایران، وزارت جهاد کشاورزی

مهندسین مشاور یکم، ۱۳۹۹، سیمای طرح و ارزیابی زیست محیطی، از مجموعه گزارش‌های مطالعات بازنگری مرحله اول شبکه آبیاری و زهکشی در سطح ۲۸۰۰۰ هکتار و انجام مطالعات مرحله دوم شبکه آبیاری و زهکشی نخیلات موجود در سطح ۲۰۰۰ هکتار در پایین‌دست رودخانه جراحی، سازمان آب و برق خوزستان

نظری، م.ع.، شریعتمداری، ح.، افیونی، م.، مبلی، م.، رحیلی، ش. ۱۳۸۵. اثر کاربرد پساب و لجن پساب صنعتی بر غلظت برخی عناصر و عملکرد گندم، جو و ذرت. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۰(۳): ۱۱۱-۹۷.

وزارت جهاد کشاورزی، ۱۳۹۶. آمارنامه کشاورزی سال زراعی ۹۵- ۱۳۹۴. جلد اول

همایی، م. ۱۳۸۱. واکنش گیاهان به شوری، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، شماره انتشار ۵۸

یارقلی، ب. ۱۳۹۶. استفاده از منابع آب نامتعارف در راستای مدیریت بحران آب کشور. بخشی از نشریه "تحلیل‌ها ی فنی در مدیریت و مهندسی کشاورزی ایران (جلد اول)". موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی.

یزدانی، و. قهرمان، ب. داوری، ک و فاضلی، ا. ۱۳۹۳. تأثیر پساب بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، علوم و تکنولوزی محیط. دوره شانزدهم، صفحه ۵۵۸-۵۴۳.

Ababsa, N., Kribaa, M., Tamrabet, L., Addad, D., Hallaire, V., Ouldjaoui. 2020. Long-term effects of wastewater reuse on hydro physicals characteristics of grassland grown soil in semi-arid Algeria. Journal of King Saud University, 32(1), 1004-1013.

Abd-Elwahed, M. S. 2019. Effect of long-term wastewater irrigation on the quality of alluvial soil for agricultural sustainability. Annals of Agricultural Sciences.

Abuzaid, A. S., Jahin, H. 2021. Implications of irrigation water quality on shallow groundwater in the Nile Delta of Egypt: A human health risk prospective. Environmental Technology & Innovation, 22. 101383. 10.1016/j.eti.2021.101383

Agri Drain *https://www.agridrain.com/smart-drainage-system/*

Ali, H., Khan, E., Ilahi, I., 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. J. Chem. https://doi.org/10.1155/2019/6730305, 2019

Alloway, B.J., 2013. Heavy Metals in Soils. https://doi.org/ 10.1016/s0165-9936(9690032-1

Al-Shreideh, B. 2001. Reuse of Treated Waste Water in Irrigation and Agriculture as a non-conventional Resource in Jordan. In Advanced Short course: Water Saving and Increasing Water Productivity: Challenges and Options. Amman (Jordan), 10-23 Mar 2001. CIHEAM-IAMB.

Angelakis, A., Gikas, P., 2014. Water reuse: overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states. Water Utility Journal 8, 67–78.

Angelakis, A.N., Durham, B., 2008. Water recycling and reuse in EUREAU countries: trends and challenges. Desalination 218, 3–12. https://doi.org/10.1016/j. desal.2006.07.015.

Anwar, H., Shahid, M., Natasha., Niazi, N., Khalid, S., Tariq, Z., Ahmad, S., Nadeem, M., Abbas, G. 2021. Risk assessment of potentially toxic metal(loids) in Vigna radiata L. under wastewater and freshwater irrigation. Chemosphere, 265.

Asemoloye, M.D., Marchisio, M.A., Gupta, V.K., Pecoraro, L., 2021. Genome-based engineering of ligninolytic enzymes in fungi. Microb. Cell Factories 20, 20. https://doi.org/10.1186/s12934-021-01510-9

Asgari, K., Cornelis, W. M. 2015. Heavy metal accumulation in soils and grains, and health risks associated with use of treated municipal wastewater in subsurface drip irrigation. Environ Monit Assess 187:410.

Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z.A., Ashraf, S., Asghar, H.N., 2019. Phytoremediation: environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. Ecotoxicol. Environ. Saf. 174, 714–727. https://doi.org/10.1016/j. ecoenv.2019.02.068

Assadian, N. W., Di Giovanni, G. D., Enciso, J., Iglesias, J., Lindemann, W. 2005. The transport of waterborne solutes and bacteriophage in soil subirrigated with a wastewater blend. Agriculture, ecosystems & environment, 111(1-4, 279-291).

Atamaleki, A., Yazdanbakhsh, A., Fallah, S., Hesami, M., Nesaht, A., Fakhri, Y. 2021. Accumulation of potentially harmful elements (PHEs) in lettuce (Lactuca sativa L.) and coriander (Coriandrum sativum L.) irrigated with wastewater: a systematic review and meta-analysis and probabilistic health risk assessment. Environmental Science and Pollution Research.

Australian Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities 2012. National Pollutant Inventory—Total Phosphorus: Environmental Effects. Australian Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities.

Bahmanyar, M.A., 2008. Effects of long-term irrigation using industrial wastewater on soil properties and elemental contents of rice, spinach, clover, and grass, Journal of Communications in Soil Science and Plant Analysis, Vol. 39, Issue 11, pp 1620-1629.

Balkhi, A., Ebrahimian, H., Ghameshlou, A.N., Amini, M. 2022. Modeling of nitrate and ammonium leaching and crop uptake under wastewater application considering nitrogen cycle in the soil. Model. Earth Syst. Environ.
https://doi.org/10.1007/s40808-022-01546-9

Barakat, M.A., 2011. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. Arab. J. Chem. 4, 361–377. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019

Bedbabis, S., Trigui, D., Ahmed, C. B., Clodoveo, M. L., Camposeo, S., Vivaldi, G. A., Rouina, B. B. 2015. Long-terms effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil, yield and olive oil quality. Agricultural Water Management, 160, 14-21.

Beidou, X., Hong, Y., Yanping, L., Qiuling, D., Wenbing, T., Yan, W,. Dongyu, C. 2021. Insights into the effects of heavy metal pressure driven by long-term treated wastewater irrigation on bacterial communities and nitrogen-transforming genes along vertical soil profiles. Journal of Hazardous Materials, 403.

Busgang, A., Friedler, E., Gilboa, Y., Gross, A., 2018. Quantitative Microbial Risk Analysis for Various Bacterial Exposure Scenarios Involving Greywater Reuse for Irrigation, vol. 10. Water, pp. 1–15. https://doi.org/10.3390/w10040413.

Çakmakci, T., & Şahin, Ü. 2020. The effect of using treated wastewater with different irrigation methods on silage maize macro-micro element and heavy metal accumulation. Journal of Tekirdag Agricultural Faculty, 17(1), 12-23.

California Department of Public Health, 2014. California Department of Public Health. Regulations Related to Recycled Water 1–115.

Cameron, D. R. 1997. Sustainable Effluent Irrigation Phase II: Review of Monitoring Data Moose Jaw. Tech. Rept. prepared for Irrigation Sustainability Committee, Canada-Saskatchewan Agriculture Green Plan.

Carr, G., Potter, R.B., Nortcliff, S., 2011. Water reuse for irrigation in Jordan: perceptions of water quality among farmers. Agric. Water Manag. 98, 847–854.
https://doi.org/ 10.1016/j.agwat.2010.12.011.

Chaganti, V. N., Ganjegunte, G., Niu, G., Ulery, A., Flynn, R., Enciso, J. M.,... & Kiniry, J. R. 2018. Effects of treated urban wastewater irrigation on bioenergy sorghum and soil quality. Agricultural Water Management, 228, 105894

Chavez, A., Maya, C., Gibson, R., Jimenez, B., 2011. The removal of microorganisms and organic micropollutants from wastewater during infiltration to aquifers after irrigation of farmland in the Tula Valley, Mexico. Environ. Pollut. 159, 1354–1362.
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.008.

Chen, F., Khan, Z., Zafar, A., Ma, J., Nadeem, M., Ahmad, K., Mahpara, S., Wajid, K., Bashir, H., Munir, M., Saleem, I., Ashfaq, A., Ugulu, I., Dogan, Y., Yang, Y. 2021. Evaluation of toxicity potential of cobalt in wheat irrigated with wastewater: health risk implications for public. Environmental Science and Pollution Research.

Chen, W., Lu, S., Jiao, W., Wang, M., Chang, A.C., 2013. Reclaimed water: a safe irrigation water source? Environ. Dev. 8, 74–83. https://doi.org/10.1016/j. envdev.2013.04.003.

Cheraghi S. A. M., 2004. Institutional and scientific profiles of organizations working on saline agriculture in Iran. In Prospects of Saline Agriculture in the Arabian Peninsula: Proceedings of the International Seminar on Prospects of Saline Agriculture in the GCC

Cheraghi, S. A. M., 2012, Edited by: Mary K. Halim, Status and New Developments on the Use of Brackish Water for Agricultural Production in the Near East, Iran Country Report, United Nations Food and Agriculture Organization Regional Office for the Near East (RNE

Commision on Ecology and Development Cooperation (CEDC, 1986. Report on environment and development cooperation, Royal Tropical Institute, Amsterdam, the Netherlands

Darvish, T. 2018. Origin of heavy metals in agricultural soils of Lebanon and the need for adapted soil thresholds, Global Symposium on Soil Pollution, FAO, Italy, 2-4 May.

DehghaniSanij, H., Yamamoto, T., Rasiah, V., Utsunomiya, J., Inoue, M. 2004. Impact of biological clogging agents on filter and emitter discharge characteristics of microirrigation systems. Irrigation and Drainage, 53(4), 363-373.

Derakhshan Nejad, Z., Jung, M.C., Kim, K.H., 2018. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. Environ. Geochem. Health 40, 927–953. https://doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z

Dewan, M. L., and J. Famouri. 1964. *The Soils of Iran*. *FAO*, Rome

Drechsel, P., Keraita, B., Amoah, P., Abaidoo, R.C., Raschid-Sally, L., Bahri, A., 2008. Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban sub-Saharan Africa: applying the 2006 WHO guidelines. Water Sci. Technol. 57, 1461–1466. https://doi.org/10.2166/wst.2008.245

Elbehiry, F., Elbasiouny, H., El-Ramady, H., Brevik, E.C., 2019. Mobility, distribution, and potential risk assessment of selected trace elements in soils of the Nile Delta, Egypt. Environ. Monit. Assess. 191, 713

Elfanssi, S., Ouazzani, N., Mandi, L. 2018. Soil properties and agro-physiological responses of alfalfa (Medicago sativa L.) irrigated by treated domestic wastewater. Agricultural water management. 202, 231-240.

Erel, R., Eppel, A., Yermiyahu, U., Ben-Gal, A., Levy, G., Zipori, I.,... & Dag, A. 2019. Long-term irrigation with reclaimed wastewater: Implications on nutrient management, soil chemistry and olive (Olea europaea L. performance. Agricultural water management, 213, 324-335.

FAO 1989. Wastewater quality guidelines for agricultural use. Irrigation and Drainage paper.

FAO, 1988. Salt-affected soils and their management. FAO soils bulletin 39, Rome, Italy, 131 p.

Farid, I., Abbas, M., Bassouny, M., Gameel, A., & Abbas, H. 2020. Indirect Impacts of Irrigation with Low-Quality Water on The Environmental Safety. Egyptian Journal of Soil Science, 60(1 (In progress, 1-15.

Farshad, A., Pazira, E., Noroozi A. A. 2018. Chapter 13: Human-Induced Land Degradation, In book: The Soils of Iran, DOI: 10.1007/978-3-319-69048-3_12

Feng-cun, Y., Guo-hua, F., Nai-fu, W. 2008. Effect of reclaimed wastewater irrigation on flour quality and performance in steamed breadmaking of wheat. Journal of Biotechnology. 136, 717-742.

Fu, Y., Li, F., Guo, S., Zhao, M. 2021. Cadmium concentration and its typical input and output fluxes in agricultural soil downstream of a heavy metal sewage irrigation area. Journal of Hazardous Materials.

Galitskaya, I. V., Mohan, K. R., Krishna, A. K., Batrak, G. I., Eremina, O. N., Putilina, V. S., Yuganova, T. I. 2017. Assessment of soil and groundwater contamination by heavy metals and metalloids in Russian and Indian megacities. Procedia Earth and Planetary Science, 17, 674-677.

Gasparatos, D. Soil Contamination by Heavy Metals and Metalloids. Environments 2022, 9, 32. *https://doi.org/10.3390/ environments9030032*

Grismer M. 1990. Leaching fraction, soil salinity, and drainage efficiency. Calif Agr 44(6):24-26.

Gushiken, E. C. 1995. Water reuse through subsurface drip irrigation systems. In Journal of AWWA, Annual Conference Proceedings (Vol. 500).

Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Koupai, J. A., Malekian, R. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Agricultural Water Management, 90(1-2, 87-94).

Hillel, D., 2000. Salinity management for sustainable irrigation. The International Bank for Reconstruction

Hopmans, J.W., Qureshi, A.S., Kisekka, I., Munns, R., Grattan, S.R., Rengasamy, P., Ben-Gal, A., Assouline, S., Javaux, M., Minhas, P.S. and Raats, P.A.C., 2021. Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity. Advances in agronomy, 169, pp.1-191.

Hossain, M.B., Jahiruddin, M., Panaullah, G.M., Loeppert, R.H., Islam, M.R., Duxbury, J. M., 2008. Spatial variability of arsenic concentration in soils and plants, and its relationship with iron, manganese and phosphorus. Environ. Pollut. 156, 739–744.
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.015

http://geisseler.ucdavis.edu/Guidelines/N_Uptake.html.

https://epi.envirocenter.yale.edu/epi-indicator-report/WRS?country=iran

https://waterse.ir/unripened-soil-drainage

Humboldt University of Berlin, August 2017, Water Quality for Irrigation in Khuzestan Based on Selected Hydrometic Stations in Dez, Karun, Maroon, Zohre and Karkhe River Basins

Ivushkin, K., H. Bartholomeus, A. K. Bregt, A. Pulatov, B. Kempen, and L. De Sousa. 2019. Global mapping of soil salinity change. Remote Sensing of Environment 231: 111260.

Jahany, M., Rezapour, S. 2020. Assessment of the quality indices of soils irrigated with treated wastewater in a calcareous semi-arid environment. Ecological Indicators, 109, 105800.

Jampani, M., Leidl, R., Hülsmann , S., Sonkamble, S., Amerasinghe, P. 2020. Hydrogeochemical and mixing processes controlling groundwater chemistry in a wastewater irrigated agricultural system of India. Chemosphere, 239.

Janeiro, C., Arsenio, M., Brito, R., Lier, V. 2020. Use of (partially) treated municipal wastewater in irrigated agriculture; potentials and constraints for sub-Saharan Africa. Physics and Chemistry of the Earth, 118-119.

Kass, A., Gavrieli, I., Yechieli, Y., Vengosh, A., Starinsky, A. 2005. The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. J. Hydrol. 300, 314–331.

Keshavarzi, A., Kumar, V., 2019. Ecological risk assessment and source apportionment of heavy metal contamination in agricultural soils of northeastern Iran. Int. J. Environ. Health Res. 29 (5, 544–560. *https://doi.org/10.1080/09603123.2018.1555638*

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., Zhu, Y. G. 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. Environmental pollution, 152(3), 686-692.

Khanpae, M., Karami, E., Maleksaeidi, H., & Keshavarz, M. 2020. Farmers' attitude towards using treated wastewater for irrigation: The question of sustainability. Journal of Cleaner Production, 243, 118541.

Kiepper, O., Chairuddin, Gt., Hatta, M. 1990. Ecological aspects of the development of acid sulphate soils in the humid tropics, Agency for Agricultural Research and Development, Jakarta

Kiziloglu, F. M., Turan, M., Sahin, U., Kuslu, Y., Dursun, A. 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (Brassica olerecea L. var. botrytis) and red cabbage (Brassica olerecea L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. Agricultural water management, 95(6), 716-724.

Klay, S., Charef, A., Ayed, L., Houman, B., Rezgui, F. 2010. Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse) perimeter, Oriental Tunisia. Desalination, 253(1-3), 180-187.

Lado M., Ben-Hur M. 2009. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. Soil and Tillage Research 106, 152-163.

Lazarova, V., Bahri, A., 2004. Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass.

Leghari, Sh. J., Wahocho, N. M., Laghari, Gh. M., Laghari, A. H., Babhan, Gh. M., Talpur, KH. H., Bhutto, T. A., Wahocho, S. A., Lashari, A. A., Role of nitrogen for plant growth and development: a review, 2016. Advances in Environmental Biology, vol. 10, no. 9

Letshwenyo, M., Mokokwe, G. 2020. Accumulation of heavy metals and bacteriological indicators in spinach irrigated with further treated secondary wastewater. Heliyom, 6(10).

Li, B., Zhou, F., Huang, K., Wang, Y., Mei, S., Zhou, Y., Jing, T., 2016. Highly efficient removal of lead and cadmium during wastewater irrigation using a polyethylenimine-grafted gelatin sponge. Sci. Rep. 6, 1–9. *https://doi.org/10.1038/ srep33573.*

Liang, Q., Gao, R., Xi, B., Zhang, Y., Zhang, H. 2014. Long-term effects of irrigation using water from the river receiving treated industrial wastewater on soil organic carbon fractions and enzyme activities. Agricultural Water Management, 135, 100-108.

Maas, E.V. & Hoffman, G.J. 1977. Crop salt tolerance - current assessment. Proceedings American Society of Civil Engineers: Journal of Irrigation and Drainage Division, 103 (IRZ): pp. 115-134.

Mahfooz, Y., Yasar, A., Guijian, L., Islam, Q. U., Akhtar, A. B. T., Rasheed, R.,... & Naeem, U. 2020. Critical risk analysis of metals toxicity in wastewater irrigated soil and crops: a study of a semi-arid developing region. Scientific reports, 10(1), 1-10.

Mahmood, A., Mahmoud, A. H., El-Abedein, A. I. Z., Ashraf, A., & Almunqedhi, B. M. 2020. A comparative study of metals concentration in agricultural soil and vegetables irrigated by wastewater and tube well water. Journal of King Saud University-Science.

Mani, D., Sharma, B., Kumar, C. 2013.. Depth-wise distribution, mobility and naturally occurring glutathione based phytoaccumulation of cadmium and zinc in sewage-irrigated soil profiles. Int. J. Environ. Sci. Technol. 10, 1167–1180.

Mapanda, F., Mangwayana, E. N., Nyamangara, J., Giller, K. E. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. Agriculture, Ecosystems & Environment, 107(2-3), 151-165.

Mardamootoo, T., Du Preez, C. C., & Barnard, J. H. 2021. Agricultural Phosphorus Management for Environmental Protection: A Review. Journal of Geoscience and Environment Protection, 9, 48-81. doi: 10.4236/gep.2021.98004.

Mkhinini, M., Boughattas, I., Alphonse, V., Livet, A., Gıustı-Mıller, S., Bannı, M., & Bousserrhıne, N. 2020. Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate. Agricultural Water Management, 235, 106150.

Momeni A 2009 = 1389 Iranian calander Geographic distribution of saline surfaces and of soil resources in Iran. Soil Res J (Soil and Water Sciences/ Alef/Vol.24/Number 3) (in Persian)

Natasha, N., Shahid, M., Khalid, S., Niazi, K., Murteza, B., Ahmad, N., Farooq, A., Zakir, A., Imrab, M., Abbas, G. 2021. Health risks of arsenic buildup in soil and food crops after wastewater irrigation. Science of The Total Environment.

National Atmospheric Deposition Program.

https://nadp.slh.wisc.edu/filelib/maps/animated/NO3_dep_ani.pdf

National Research Council 2000. Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. The National Academies Press. https://doi.org/10.17226/9812

Nawaz, N., Haq, M., Akhtar, J., Arfan, M. 2021. Cadmium, chromium, nickel and nitrate accumulation in wheat (Triticum aestivum L.) using wastewater irrigation and health risks assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety, 208.

Nitrogen in the Environment: Leaching
https://extension.missouri.edu/publications/wq262

Oladoye, P. O., Olowe, O. M., Asemoloye, M. D. 2022. Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature, Chemosphere, Volume 288, Part 2, 2022, 132555, ISSN 0045-6535, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132555. (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521030277

Oomen, J. M. V., de Wolf, J., Jobin, W. R., 1990. Health and irrigation: Incorporation of desease control measuresin irrigation. A multi facceted task in design, construction, operation. Volumes 1 and 2, ILRI publication 45. Wagenningen, the Netherlands

Oron, G., Campos, C., Gillerman, L., Salgot, M. 1999. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. Agricultural water management, 38(3), 223-234.

Orsini, F., Kahane, R., Nono-Womdim, R., Gianquinto, G., 2013. Urban agriculture in the developing world: a review. Agron. Sustain. Dev. 33, 695–720.
https://doi.org/ 10.1007/s13593-013-0143-z.

Passioura, J. B., Soil structure and plant growth, 1991. Australian Journal of Soil Research 29(6) 717 – 728

Pedrero, F., Alarcón, J. J. 2009. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. Desalination, 246(1-3, 631-639.

Pereira, L. S., Oweis, T., Zairi, A. 2002. Irrigation management under water scarcity. Agricultural water management, 57(3), 175-206.

Pescod. M. B, 1992. Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47, ISBN 92-5-103135-5
https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e00.htm

Powley, H.R., Du, H.H., Lima, A.T., Krom, M.D., Cappellen, P. Van, 2016. Direct discharges of domestic wastewater are a major source of phosphorus and nitrogen to the Mediterranean sea. Environ. Sci. Technol. 50, 8722–8730.
https://doi.org/ 10.1021/acs.est.6b01742.

Qadir, M., A. S. Qureshi, and S. A. M. Cheraghi. 2008. Extent and characterisation of salt affected soils in Iran and strategies for their amelioration and management. *Land Degradation & Development* 19(2:214–227.

Qian, Y. L., Mecham, B. 2005. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. Agronomy Journal, 97(3, 717-721.

Qureshi, A. S., Qadir, M., Heydari, N., Turral, H., Javadi, A. 2007. A review of management strategies for salt-prone land and water resources in Iran. International Water Management Institute, IWMI Working Paper 125, Colombo, Sri Lanka, 30 p.

Ramos, T. B., Castanheira, N., Oliveira, A. R., Paz, A. M., Darouich, H., Simionesei, L., Farzamian, M., & Goncalves, M. C. 2020. Soil salinity assessment using vegetation indices derived from Sentinel-2 multispectral data. Application to Leziria Grande, Portugal. Agricultural Water Management, 241, 106387.
https:// doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106387

Rezania, Sh., Kamyab, H., Rupani, P. F., Park, J., Nawrot, N., Wojciechowska, E., Krishna Kumar Yadav, K., Lotfi Ghahroud, M., Mohammadi, A. K., Thirugnana, S. T., Chelliapan, Sh., Cabral-Pinto, M. M.S. 2021. Recent advances on the removal of phosphorus in aquatic plant-based systems, Environmental Technology & Innovation, Volume 24, ISSN 2352-1864,
https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101933.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186421005812

Roozitalab, M.H., Siadat, H. and Farshad, A. 2018. The Soils of Iran, Springer International Publishing, DOI: 10.1007/978-3-319-69048-3_12

Rothenberg, S. E., Du, X., Zhu, Y. G., Jay, J. A. 2007. The impact of sewage irrigation on the uptake of mercury in corn plants (Zea mays) from suburban Beijing. Environmental Pollution, 149(2), 246-251.

Rusan, M. J. M., Hinnawi, S., & Rousan, L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Desalination, 215(1-3), 143-152.

Şahin, Ü., Anapalı, Ö., Dönmez, M. F., Şahin, F. 2005. Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. Journal of environmental management, 76(4), 338-341.

Samarah, N. H., Bashabsheh, K. Y., & Mazahrih, N. T., 2020. Treated wastewater outperformed freshwater for barley irrigation in arid lands. Italian Journal of Agronomy.

Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., Zahoor, A., 2013. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. Agric. Water Manag. 130, 1–13.
https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007.

Schipper, L. A., Williamson, J. C., Kettles, H. A., Speir, T. W. 1996. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. Journal of Environmental Quality, 25(5), 1073-1077.

Sharpley, A. N., & Beegle, D. 2001. Managing Phosphorus for Agriculture and the Environment. Pennsylvania State University.

Sharpley, A. N., & Wang, X. 2014. Managing Agricultural Phosphorus for Water Quality: Lessons from the USA and China. Journal of Environmental Science, 26, 1770-1782. *https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.024*

Singh, A. 2021. Soil salinity: A global threat to sustainable development. Soil Use and Management, 00, 1–29. https://doi. org/10.1111/sum.12772

Slima, D., Ahmed, D. 2020. Trace Metals Accumulated in Pea Plant (Pisum sativum L. as a Result of Irrigation with Wastewater. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 20, 2749-2760.

Stevens, D. P., McLaughlin, M. J., Smart, M. K. 2003. Effects of long-term irrigation with reclaimed water on soils of the Northern Adelaide Plains, South Australia. Soil Research, 41(5), 933-948.

Suman, J., Uhlik, O., Viktorova, J., Macek, T., 2018. Phytoextraction of heavy metals: a promising tool for clean-up of polluted environment? Front. Plant Sci. 9, 1476. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01476

Tanji Kenneth K. and Neeltje C. Kielen, 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas, FAO publication 61, ISBN 9251048398

Thiruchelve, S., Chandran, S., Kumar, P., Veluswamy, K. 2020. Assessment of environmental impacts in the untreated urban wastewater irrigated sites – a case study. Agricultural and Biological Engineers.

Tian, F., Hou, M., Qiu, Y., Zhang, T., & Yuan, Y., 2020. Salinity stress effects on transpiration and plant growth under different salinity soil levels based on thermal infrared remote (TIR technique. Geoderma, 357, 113961. *https://doi.org/10.1016/j.geode rma.2019.113961*

Touil, S., Chabaca, M. N., & Hasbaia, O. 2020. Impact assessment of long treated wastewater irrigation on soil and crops in Algeria. Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration, 5(3, 1-10.

University of California, Davis, California Fertilization Guidelines, *http://geisseler.ucdavis.edu/Guidelines/Home.html*

US EPA, 2000. Wastewater Technology Fact Sheet: Free Water Surface Wetlands

Vairavamoorthy, K., Gorantiwar, S.D., Pathirana, A., 2008. Managing urban water supplies in developing countries – climate change and water scarcity scenarios. Phys. Chem. Earth 33, 330–339. *https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.02.008*.

Van Genuchten, M. Th.,G., J., Hoffman, 1984. Analysis of crop salt tolerance data. Ecological Studies. 51. 258-271.

Vazquez-Montiel, O., Horan, N. J., Mara, D. D. 1996. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. Water Science and Technology, 33(10-11), 355-362.

Walker, C., Lin, H. S. 2008. Soil property changes after four decades of wastewater irrigation: A landscape perspective. Catena, 73(1, 63-74.

Wang, H-j, Wang, J., Yu, X. 2022. Wastewater irrigation and crop yield: A meta-analysis. Journal of Integrative Agriculture, 21(4): 1215-1224. DOI: 10.1016/S2095-3119(2163853-4

Wang, J. F., Wang, G. X., Wanyan, H. 2007. Treated wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: Wastewater recycling in the loess area of China. Journal of Environmental Sciences, 19(9), 1093-1099.

Wang, X., Zhang, F., Kung, H.-T., Johnson, V. C., & Latif, A. 2020. Extracting soil salinization information with a fractional-order filtering algorithm and grid-search support vector machine (GS-SVM model. International Journal of Remote Sensing, 41(3), 953–973. *https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1654142*

Wolters, W., 1992. Influences on the efficiency of irrigation water use. 1992. ILRI Publication51, Wagenningen, the Netherlands

World Bank, 2016. Agriculture, value added (% of GDP. | Data | Table [WWW Document]. The World Bank Group. *http://data.worldbank.org/indicator/NV.AGR. TOTL.ZS*

World Health Organization. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater in agriculture and aquaculture. World Health Organization.
https://apps.who.int/iris/handle/10665/78265

Wuana, R.A., Okieimen, F.E., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. ISRN Ecol 1–20. *https://doi.org/10.5402/2011/402647, 2011*

Yale Center for Environmental Law & Policy, Yale University, Environmental Performance Index (EPI 2022, Ranking country performance on sustainability issues
https://epi.envirocenter.yale.edu/epi-indicator-report/WRS?country=iran

Yale Environment 360, DIGEST, APRIL 30, 2018. Published at the Yale School of the Environment
https://e360.yale.edu/digest/scientists-confirm-florida-sized-dead-zone-in-the-gulf-of-oman

Zhang K, Shi Y, Cui X, Yue P, Li K, Liu X, Tripathi BM, Chu H. 2019. Salinity is a key determinant for soil microbial communities in a desert ecosystem. mSystems 4:e00225-18. *https://doi.org/10.1128/mSystems.00225-18.*

Zhang, W., Jiang, F. & Ou, J. 2011. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences, 1(2, 125–144.

Zhang, X., Zhong, T., Lei, L., Liu, X.O., 2015. Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China. PLoS One 10 (8), e0135182

Zinck, J. A., Metternicht, G., 2009. Soil salinity and salinization hazard. Remote sensing of soil salinization, 3-18.

Drainage and Environment

Vol. 2- Measures to Improve Drainage Water Quality

M. Akram

Iranian National Committee on Irrigation and Drainage (IRNCID)

Ministry of Energy
Iran Water Resorces Management Company

ISBN : 978-600-96875-6-5

Publication No. 191
2024