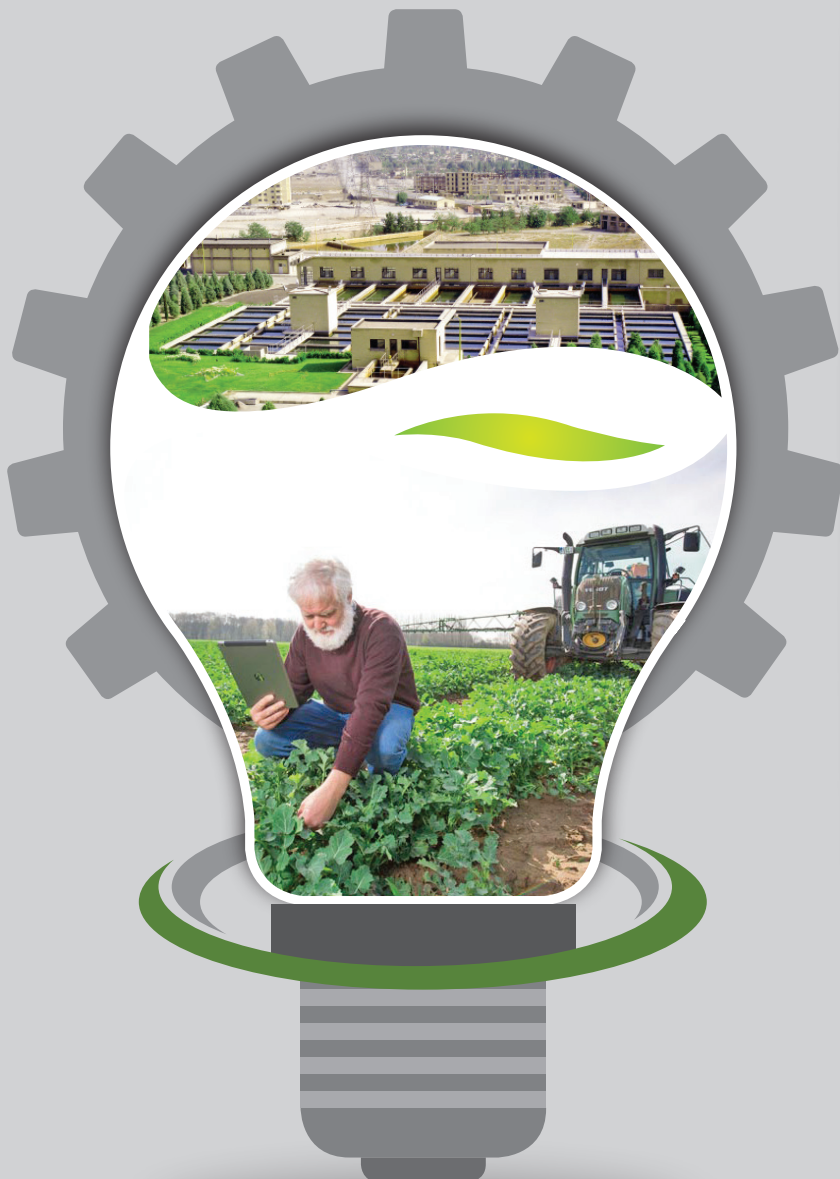


آب و توسعه پایدار

سال پنجم - شماره دوم (پیاپی ۱۱)
اسفند ۱۳۹۷

آب و فناوری



فهرست مقالات

- قیمت گذاری آب در تولید گندم در منطقه قهاوند با استفاده از اقتصادسنجی فضایی
سید محسن سیدان، آیدا مرب
- بررسی پتانسیل فناوری های نوین زیستی در حذف آلاینده های نوظهور از فاضلاب
بهنام عسگری لجایر، ابراهیم مقیسه، محمدرضا فرشچیان اسماعیلی، محمدعلی عابدپور، نفیسه باقریان آژی
- مرور تحلیلی فرآیند اسمز معکوس و فناوری های پیش تصفیه در سامانه های آب شیرین کن درون سرزمینی مهسا شه عابدی، سید حسین هاشمی، مهدی گوگل
- مروری بر روش های بازیابی و حذف ترکیبات فنولی از پساب واحدهای استحصال روغن زیتون
عزت عسگرانی، فرزانه براتی
- تکامل تاریخی مدل سازی و شبیه سازی جریان های متلاطم در هیدرولیک
مائده اسکوهی، کاظم اسماعیلی
- کشاورزی و آبیاری دقیق
فاطمه عطارزاده، رسول پردل نوقابی
- معرفی و کاربرد بانک خاک UNSODA در تحقیقات آب و خاک
بیژن قهرمان، سمیرا امید
- ارزیابی و مقایسه مدل های توده ای و نیمه توزیعی بارش - رواناب
بهاره منصوری، رقیه پیرمردیان
- کالیبراسیون و ارزیابی مدل SWMM در شبیه سازی رواناب منطقه ۹ شهرداری مشهد
فاطمه رضایی، عبدالرضا بهره مند، واحد بردی شیخ، محمدتقی دستورانی، سیدمحمد تاج بخش
- مروری بر روش ها و مدل های برهمکنش آب سطحی - زیرزمینی با تمرکز بر مدل های جامع منطقه ای
زینب محمودی، عبدالرضا بهره مند، خدایار عبدالهی
- معرفی چارچوب حسابداری آب AW+
سحر خزاعی، محمود رایینی سرجاز، کامران داوری، مجتبی شفیع
- سیاست ها و حکمرانی آب زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک، (با مرور بر سیاست های رایج در کشورهای توسعه یافته)
تقی مهدوی، سیدعباس حسینی
- ارزیابی تأثیر احداث سدها بر جامعه محلی و محیط پیرامون در ایران: مرور نظام مند
فرهاد نوری نجفی، هادی ویسی، کورس خوشبخت، رضا میرزایی تالارپشتی
- معرفی پایگاه های بارش شبکه بندی شده جهانی
سید محمد حسینی موغاری، شهاب عراقی نژاد، کیومرث ابراهیمی
- تحلیل مقایسه ای مفاهیم سلامت و پایداری حوزه آبخیز (یادداشت فنی)
فهمیه میرچولی، سیدحمیدرضا صادقی
- مسائل و چالش های صرفه جویی واقعی آب از طریق افزایش بهره وری آب و کاربرد سامانه های نوین آبیاری (یادداشت فنی)
نادر حیدری

سال پنجم - شماره دوم (پیاپی ۱۱) - اسفند ۱۳۹۷

این نشریه طبق نامه شماره ۱۲۶۶۳۱/۱۸/۳ مورخ ۱۳۹۴/۰۶/۲۹ از کمیسیون بررسی نشریات علمی وزارت علوم تحقیقات و فناوری، اعتبار علمی - ترویجی دریافت نموده است. همچنین این نشریه در تاریخ ۱۳۹۴/۱۱/۰۵ موفق به دریافت پروانه انتشار نشریه از وزارت فرهنگ و ارشاد اسلامی به شماره ثبت ۷۶۷۶۶ شده است.

صاحب امتیاز

مدیر مسئول

سرمدیر

دانشگاه فردوسی مشهد

ناصر شاهنوشی فروشانی / استاد دانشگاه فردوسی مشهد

بیژن قهرمان / استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد

اعضای هیئت تحریریه

کاظم اسماعیلی / دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد
علی باقری / دانشیار گروه مهندسی آب دانشگاه تربیت مدرس
محمد جلیلی / دانشیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی
کامران داوری / استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه فردوسی مشهد
عباسعلی قزل سوفلو / استادیار گروه عمران، دانشگاه آزاد اسلامی مشهد
مهدی مفتاح هلقی / دانشیار دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

شورای سیاست گذاری

احمد سیاحی (ریاست شورا) / مدیر کل دفتر تحقیقات، توسعه فن آوری و ارتباط با صنعت شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور
حسین اسماعیلیان / مدیر عامل شرکت آب و فاضلاب مشهد
محمد علایی / مدیر عامل شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی
سید یحیی موسوی / دبیر اندیشگاه آب شرکت مدیریت منابع آب ایران
ناصر شاهنوشی فروشانی / مدیر مسئول نشریه
بیژن قهرمان / سرمدیر نشریه

مشاوران هیئت تحریریه

انوش نوری اسفندیاری / اندیشکده تدبیر آب ایران
سید حسین سجادی فر / شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور
ثمانه توکلی امینیان / شرکت آب و فاضلاب مشهد
احمد قندهاری / شرکت آب منطقه ای خراسان رضوی
مهدی کلاهی / دانشگاه فردوسی مشهد

کارشناس اجرایی

ویراستاری

طراحی جلد

ناشر / چاپ

شماره شاپا

تارنما/رایانامه

آدرس

حامی مالی

پایگاه های نمایه شده

مهری شاهدی، فاطمه طالبی حسین آباد

مرجان قوچانیان (فنی و ادبی) / آرزو حسینی (لاتین)

محمدرضا شیخی

انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد / چاپخانه دانشگاه فردوسی مشهد

۵۴۷۴-۲۴۲۳

<http://jm.um.ac.ir/index.php/WSD> / jwsd@um.ac.ir

دانشگاه فردوسی مشهد، دانشکده کشاورزی، گروه مهندسی آب، دفتر نشریه، صندوق پستی ۹۱۷۷۵-۱۱۶۳

شرکت آب و فاضلاب مشهد

پایگاه استنادی علوم ایران (ISC)، پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID)، بانک اطلاعات

نشریات کشور (MAGIRAN)



الف	سرمقاله: جایگاه فناوری در تأمین ایمن آب برای آیندگان/ عباسعلی قزل سوفلو (عضو هیئت تحریریه)
	یادداشت کوتاه: آب و فناوری/ محمد سهرابی (سرپرست شرکت آب و فاضلاب روستایی خراسان رضوی)
۱	قیمت‌گذاری آب در تولید گندم در منطقه قهاوند با استفاده از اقتصادسنجی فضایی سید محسن سیدان، آیدا مرب
۱۱	بررسی پتانسیل فناوری‌های نوین زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب بهنام عسگری لجایر، ابراهیم مقیسه، محمدرضا فرشچیان اسماعیلی، محمدعلی عابدپور، نفیسه باقریان آژیری
۲۵	مرور تحلیلی فرآیند اسمز معکوس و فناوری‌های پیش تصفیه در سامانه‌های آب شیرین کن درون‌سرزمینی مهسا شه‌عابدی، سید حسین هاشمی، مهدی گوگل
۳۷	مروری بر روش‌های بازیابی و حذف ترکیبات فنولی از پساب واحدهای استحصال روغن زیتون عزت عسگرانی، فرزانه براتی
۴۹	تکامل تاریخی مدل‌سازی و شبیه‌سازی جریان‌های متلاطم در هیدرولیک مانده اسکوهی، کاظم اسماعیلی
۶۱	کشاورزی و آبیاری دقیق فاطمه عطارزاده، رسول پردل نوقابی
۷۱	معرفی و کاربرد بانک خاک UNSODA در تحقیقات آب و خاک بیژن قهرمان، سمیرا امیدی
۸۱	ارزیابی و مقایسه مدل‌های توده‌ای و نیمه‌توزیعی بارش-رواناب بهاره منصوری، رقیه پیرمردیان
۹۱	کالیبراسیون و ارزیابی مدل SWMM در شبیه‌سازی رواناب منطقه ۹ شهرداری مشهد فاطمه رضایی، عبدالرضا بهره‌مند، واحد بردی شیخ، محمدتقی دستورانی، سیدمحمد تاج‌بخش
۱۰۱	مروری بر روش‌ها و مدل‌های برهمکنش آب سطحی-زیرزمینی با تمرکز بر مدل‌های جامع منطقه‌ای زینب محمودی، عبدالرضا بهره‌مند، خدایار عبدالهی
۱۱۷	معرفی چارچوب حسابداری آب AW+ سحر خزاعی، محمود رایینی سرجاز، کامران داوری، مجتبی شفیع
۱۲۹	سیاست‌ها و حکمرانی آب زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه‌خشک، (با مرور بر سیاست‌های رایج در کشورهای توسعه یافته) تقی مهدوی، سید عباس حسینی
۱۴۱	ارزیابی تأثیر احداث سدها بر جامعه محلی و محیط پیرامون در ایران: مرور نظام‌مند فرهاد نوری نجفی، هادی ویسی، کورس خوشبخت، رضا میرزایی تالار پشته
۱۵۳	معرفی پایگاه‌های بارش شبکه‌بندی شده جهانی سیدمحمد حسینی موغاری، شهاب عراقی‌نژاد، کیومرث ابراهیمی
۱۶۳	تحلیل مقایسه‌ای مفاهیم سلامت و پایداری حوزه آبخیز (یادداشت فنی) فهیمه میرچولی، سیدحمیدرضا صادقی
۱۶۹	مسائل و چالش‌های صرفه‌جویی واقعی آب از طریق افزایش بهره‌وری آب و کاربرد سامانه‌های نوین آبیاری (یادداشت فنی) نادر حیدری
۱۷۶	آشنایی با نشریه و راهنمای چارچوب مقالات
۱۷۸	گزارش: جشنواره ملی فناوری‌های آب! چرا؟ / مرجان قوچانیان- محمد فشایی
۱۸۸	گزارش: فراخوان اولویت‌های پژوهشی سال ۱۳۹۸ شرکت آب و فاضلاب مشهد



جایگاه فناوری در تأمین ایمن آب برای آیندگان

به باور بسیاری، آب از اصلی‌ترین چالش‌های امروزی ایران بوده و شاید اصلی‌ترین عامل محدودکننده توسعه همه جانبه کشور است. مسئله کم‌آبی، تمام گستره ایران را متأثر کرده و به دغدغه بزرگی برای مردم، مسئولین و سازمان‌های مردم‌نهاد بدل شده است. رشد بی‌رویه و رقابتی مصرف آب با رشد ۶ برابر در جهان به رغم افزایش ۳ برابری جمعیت و رشد ۱۴ برابری تولید ناخالص داخلی کشورها طی یک قرن گذشته، در کنار گرمایش جهانی و آشوب‌های اقلیمی، وضعیت نگران‌کننده‌ای را برای سال‌های پیش‌رو، به خصوص برای کشوری همچون ایران با قرار گرفتن در کانون بحران آب (منطقه ژئوپلیتیک خاورمیانه)، ترسیم می‌نماید.

بدون تردید، مدیریت و حکمرانی غیرموثر، چالش بزرگ در حوزه آب در کشور است که ضرورت دارد سیاستگذاری مدون، راهبرد مشخص و بر پایه دانش امروزی به جای تکیه بر بحران‌سازی و شعارزدگی اتخاذ گردد. حکمرانی آب شامل مجموعه‌ای از رویکردهای مدیریتی است که با هدف حفاظت و بهبود کارایی منابع آب، در طیف وسیعی از سامانه‌های سیاسی، اقتصادی، اجتماعی و اداری، قابل تعریف است. در عمل، وجوه حکمرانی موثر آب از منظر زیست‌محیطی (با حفظ ارزش‌های زیستی)، سیاسی (با شفافیت)، اجتماعی (با عدالت) و اقتصادی (کارایی) مشخص و متمایز گردیده و در نهایت موجب پایداری منابع آب می‌گردد.

برای گذار از مشکل آب، نگاه مسئله‌محور راه‌گشاست. لازم است مفهوم آب‌پایگی و آب‌محوری به وجه غالب طراحی و توسعه همه جانبه کشور تبدیل گردد. در این راستا اصلاح ساختار اقتصادی آب یک اصل پایه در گذار از شرایط منفعت همگانی - که به مفهوم تشویق برای مصرف بیشتر است - به منفعت خصوصی شده که متضمن رویکرد سود تضمینی برای بخش خصوصی و اولویت‌دینفعان خواهد شد.

مدیریت و مهار مصرف بی‌رویه آب، یک رویکرد سازنده در مدیریت کلان منابع است؛ اصرار بر تولید مواد غذایی و افزایش آمار تولید محصولات کشاورزی، بدون توجه به ظرفیت‌های

اکولوژیک و شعارمحوری در زمینه خودکفایی تمامی محصولات، رویه دهه‌های گذشته بوده است. این درحالی است که در ایران کشاورزی با مصرف نزدیک ۹۰ درصد منابع آب و دارا بودن صدها دانشگاه و مراکز تحقیقاتی، امنیت غذایی پایدار را باعث نشده و کشور همواره وابسته به واردات مواد و محصولات غذایی و نهاده‌ها بوده است. دلیل این امر کشاورزی کم‌اثر، بهره‌وری پایین آب، نظام خرده مالکی و سنتی، توسعه بی‌رویه کشت آبی، غیر علمی بودن سیاست‌ها و برنامه‌های ایشان بوده است. استفاده از توسعه دانش به‌زراعی و به‌نژادی، مهمتر از همه فناوری‌های نوین در کشاورزی از جمله کشت‌های مترکم و مزارع هوشمند، می‌تواند بسترساز کشاورزی کارآمدتر گردد. از طرفی شناسایی و ترویج گونه‌های سازگار با تنش‌های محیطی از قبیل شوری و خشکی، بر اساس اصل تطابق اقلیمی، موجب کاهش مصرف آب و افزایش کارایی بخش کشاورزی خواهد شد. علاوه بر آن اتخاذ سازوکارهای نوین در تجارت و بازاریابی محصولات و کاهش ضایعات غذایی با بکارگیری فناوری در بسته‌بندی و توزیع محصولات غذایی، وضع تعرفه بیشتر در صادرات محصولات غذایی با تکیه بر آب نهفته در تولید محصول و کاهش عوارض و تعرفه واردات کالاهای آب‌بر، توصیه می‌شود.

دولت محوری و دولت سالاری در مدیریت آب، مسئله مشهود دیگر کشورمان است. سالهاست که بسیاری از تصمیمات و سیاست‌ها، جامعه‌محور و مردم‌پایه نیستند. پیوسته‌های فرهنگی و اجتماعی در برنامه‌های توسعه، اقدامی ظاهری به شمار می‌رود. باید پذیرفت که در مدیریت جامع‌نگر آب در دهه گذشته، ابعاد فرهنگی و اجتماعی زیر سایه الزامات فنی و اقتصادی قرار گرفته است.

پیاده‌سازی آمایش سرزمینی، متضمن توسعه منطقه‌ای، متوازن و پایدار است. از اصول اولیه طرح‌ریزی و برنامه‌سازی آمایش سرزمینی، توجه به امکانات محیطی، ظرفیت‌های اکولوژیک و محدودیت‌های منابع طبیعی از جمله آب می‌باشد. گذار به توسعه پایدار بدون داشتن طرح آمایش سرزمینی در مقیاس ملی، منطقه‌ای و محلی که بر مبنای ظرفیت‌های محیطی، انسانی و راهبردی تنظیم شده باشد، امکان‌پذیر نیست.

مدل‌سازی پویای سامانه‌های آبی بر مبنای استفاده از فناوری‌های سنجش از دور و سامانه‌های اطلاعات مکانی، جمع‌آوری داده و پایش برخط منابع و مصارف، همراه با برپایی سامانه‌های پشتیبانی تصمیم، برآوردهای واقع‌بینانه از تخصیص بخش‌های مختلف مصرف و حسابداری هوشمندانه آب را موجب شده و پایداری سامانه‌های آبی را به دنبال خواهد داشت.

یادداشت کوتاه

آب و فناوری



استفاده از آب‌های نامتعارف، شور و لب‌شور در دو نوار ساحلی شمال و جنوب کشور، حتی آب‌های شور سطحی و زیرزمینی در نواحی مرکزی کشور، با استخدام فناوری‌های امروزی حرارتی و غشایی و بارعایت الزامات زیست‌محیطی مدیریت شورابه، اقدامی اصولی در تأمین و توسعه منابع آب به شمار می‌رود.

از دیگر واقعیات دنیای امروز توسعه روزافزون شهرنشینی است، باید در نظر داشت که بیش از نیمی از جمعیت جهان در نواحی شهری اسکان دارند. در کشور ما نیز از اواسط دهه ۶۰، جمعیت شهری از جمعیت روستایی پیشی گرفت. هرچند توسعه شهرنشینی جذابیت‌های فراوانی را برای ساکنین آن فراهم می‌کند، لیکن تبعات عدیده‌ای را نیز به دنبال دارد که از آن جمله صدمات زیست‌محیطی است. بنابراین مدیریت شهرها به شیوه پایدار را به عنوان یک ضرورت مطرح می‌کند. از رویکردهای امروزی در مدیریت آب مناطق شهری، اطمینان از عدم بروز مشکل در شهرها و حومه‌ی آن به هنگام وقوع رخداد حدی، از جمله سیل و دوره‌های طولانی خشکسالی است.

تجربه کشورهای توسعه یافته، بکارگیری فناوری‌های نوین و تعاملات متقابل زیرساخت‌های آب شهری در برنامه‌ریزی فضایی و بهینه‌سازی عملکرد زیست‌بوم‌ها است. این امر با اقداماتی همچون جمع‌آوری آب باران و بازچرخانی آب به کمک فناوری‌های نوین ساختمان و ایجاد تصفیه‌خانه‌های مدرن فاضلاب شهری و صنعتی، می‌تواند مورد توجه قرار گیرد.

نمونه‌های کاربردی و مطالعات موردی در این خصوص که می‌تواند به‌عنوان الگو مطرح بوده و حاکی از توجه به فناوری در مدیریت

آب باشد، شامل مجموعه اقدامات انجام شده در کشورهای نظیر کره جنوبی، استرالیا، انگلستان، ایالات متحده و ... است. در سئول کره جنوبی، به منظور حفظ آب و کاهش تقاضا، کاهش خطر سیل و کاهش مصرف انرژی، سامانه‌های غیرمتمرکز مدیریت آب باران توسعه یافته و به عنوان یک راه حل کوتاه‌مدت و درازمدت برای سازگاری با تغییرات اقلیمی عمل نموده و مکمل زیرساخت‌های موجود آب شهری هستند. طرح توسعه مسکن شهری بر مبنای اصول "طراحی شهری حساس به آب" در ملبورن استرالیا، نمونه‌ای از راهبرد توسعه فناوری محیط‌زیست‌دوست در آن منطقه می‌باشد. برنامه سالانه "شهر سبز، آب‌های پاک"، برنامه‌ای ۲۵ ساله را در راستای حفاظت و ارتقای کیفی آب‌خیزها، با بهره‌گیری از زیرساخت‌ها برای مدیریت آب رگبارها، در شهر فیلادلفیای آمریکا هدف گذاری نموده است. بازچرخانی آب در بریزبن استرالیا، نمایشی از یک رویکرد به هم پیوسته است که شامل برداشت آب باران، بازچرخانی آب‌های خاکستری و مدیریت تقاضای آب می‌شود. توسعه زیست‌محیطی انرژی صفر، شامل توسعه مسکن سازگار با محیط‌زیست در والینگتون انگلستان، در نزدیکی لندن و در شهر ساتون بوده و توسط معمار مشهور بیل دانستر طراحی گردیده و به دنبال روش پایدارتر برای توسعه مسکن شهری می‌باشد. موارد فوق نمونه‌هایی از کاربرد زیست فناوری در مدیریت آب شهری است. در انتها یادآور می‌شود، توسعه فناوری، مستلزم تولید دانش با حمایت از شرکت‌های دانش‌پایه و نوپا، ایجاد دره‌های ابتکار و استفاده از تجارب متراکم و البته مقدم بر همه آنها، بسط و ترویج فرهنگ توسعه در کشور خواهد بود.

۴۰ درصد جمعیت جهان با کمبود شدید آب مواجه باشند. به روایت آمار، خشک شدن سالانه ۱۳ هزار هکتار باغ پسته در کرمان، خالی شدن روستاها و مهاجرت به شهرها، گسترش پدیده حاشیه‌نشینی در شهرها و افزایش آمار آسیب‌های اجتماعی، زوال اکوسیستم‌های آبی از جمله کم‌شدن آب دریاچه‌ها، تالاب‌ها، کاهش آبدی رودخانه و پایین رفتن سطح آب زیرزمینی، خشک شدن قنات‌ها، چشمه‌ها و چاه‌های آب، تنزل کیفیت آب، نشست زمین، شوری اراضی و بیابان‌زایی و توسعه بیابان‌ها بخشی کوچکی از پیامدهای بحران آب در ایران - با ۸۵ درصد اقلیم خشک و فراخشک - می‌باشد. نگاهی به شاخص سرانه منابع آب تجدیدپذیر نیز، نشان‌دهنده کاهش منظم آن است. به طوری که مقدار آن از ۵۵۰۰ متر مکعب در سال ۱۳۴۴ به ۲۱۰۰ متر مکعب در سال ۱۳۷۶ و به ۱۸۶۰ متر مکعب در سال ۱۳۸۵ کاهش یافته و در سال ۱۴۰۴

به کمتر از ۱۳۰۰ متر مکعب خواهد رسید. بنابراین می‌توان گفت کشور در دهه اخیر وارد مرحله تنش آبی شده و در صورت ادامه روند فعلی افزایش جمعیت و مدیریت تقاضا و عدم رعایت الگوی مصرف آب، با مرحله بحران نیز مواجه خواهد شد (اگرچه بعضی از نقاط کشور از مرحله تنش عبور کرده و در حال حاضر در مرحله بحران می‌باشند).

رفع چالش‌های یاد شده مستلزم بهره‌گیری هر چه گسترده‌تر، بهتر و کارآمدتر فناوری‌های نوین و روزآمد در حوزه آب می‌باشد. فناوری‌هایی از جمله پایش از راه دور منابع آب، مدل‌سازی منابع سطحی و زیرزمینی آب، مدل‌سازی و طراحی شبکه‌های آب، حسگرهای سنجش کیفیت آب، حسگرهای کشف نشت آب، مراکز کنترل و دیسپاچینگ آب، مدیریت انرژی در فعالیت‌های آب و فاضلاب، مدیریت تقاضا و مصرف آب، کنتورهای چندتعارف‌ای آب و ... که در حوزه آب در حال حاضر در حال اجرا می‌باشد.

در راستای کم اثر نمودن نتایج حاصل از بحران اخیر، نیاز به هدف‌گذاری دقیق با نگاه کوتاه‌مدت، میان‌مدت و طولانی‌مدت در زمینه فناوری آب می‌باشد که به بخشی از آن در ذیل اشاره شده است:

- یافتن حلقه‌های مفقوده بین نهادهای علمی- فناوری، اقتصادی و فرهنگی فعال کشور و ایجاد هماهنگی و هم‌افزایی در زمینه‌های حفظ منابع آب، مقابله با خشکسالی و حفظ محیط‌زیست
- افزایش سهم تولید محصولات دانش‌بنیان و خدمات مبتنی بر دانش و فناوری داخلی با کاربردی نمودن و تجاری‌سازی نتایج حاصل از پژوهش‌ها
- استقرار الگوی بومی از همکاری وسیع ملی با مشارکت دولت، بنگاه‌های خصوصی، نهادهای علمی- تحقیقاتی و بهره‌مندی از ابزارهای توسعه فناوری
- تهیه و تدوین نقشه راه و سند راهبردی توسعه فناوری آب و محیط زیست
- بکارگیری منابع و ظرفیت‌های تخصصی انسانی (دانشجویان، نخبگان، انجمن‌های علمی و ...) و سایر امکانات موجود در کشور در بخش‌های دولتی و غیردولتی، به منظور ایجاد همکاری وسیع ملی
- ارتقای سطح علمی و فناوری مراکز دانشگاهی و تحقیقاتی
- برنامه‌ریزی استفاده از ظرفیت‌های آموزشی و پژوهشی

دانشگاه‌ها به منظور ارائه خدمات فنی و مهندسی به مبتکران، مخترعان و پروژه‌های دانشجویان تحصیلات تکمیلی برای ساخت نمونه‌های آزمایشگاهی و نیمه‌صنعتی و ارزیابی فناوری‌های توسعه یافته در زمینه آب

• برگزاری سمینارها، همایش‌های علمی، کارگاه‌های آموزشی- تخصصی و نشست‌های علمی و مسابقات دانشجویی در زمینه علوم و فناوری‌های آب

• حمایت، هدایت و برنامه‌ریزی لازم برای تعریف موضوعات پژوهشی منطبق با محورهای مورد نیاز صنعت و به‌کارگیری دانشجویان کارشناسی ارشد و دکتری در رشته‌های مختلف و انجام پژوهش‌های بین رشته‌ای در زمینه فناوری آب

• حمایت از نشر و ترویج دستاوردهای فناورانه آب از طریق انتشار کتب تخصصی، نشریات تخصصی، گزارش‌های فنی و برگزاری نمایشگاه‌های فناوری آب

در این میان موضوعات زیر در زمینه فناوری‌های مرتبط با آب دارای اولویت می‌باشد که در حوزه‌های مختلف آب می‌بایست پی‌گیری گردد:

۱. فناوری‌های شناسایی منابع جدید آب‌های غیر متعارف
۲. فناوری‌های مرتبط با استفاده از آب‌های شور و زه‌آب
۳. توسعه و بومی‌سازی روش‌های نوین کاهش مصرف آب و افزایش بهره‌وری سیستم‌های انتقال و شبکه‌های توزیع آب
۵. فناوری‌های کاهش تبخیر بارش و کاهش تبخیر از سطوح آزاد آب
۶. فناوری کاهش آلودگی‌های زیست محیطی
۷. فناوری نرم‌افزاری در مدیریت خشکسالی و تغییر اقلیم
۸. فناوری‌های جدید در زمینه کنترل کیفیت آب
۹. طرح‌های الگویی تعادل‌بخشی منابع و مصارف آب زیرزمینی
۱۰. فناوری‌های مدیریت منابع آب
۱۱. فناوری‌های مرتبط با حذف آلاینده‌های آب

شکی نیست که راهکارهای علمی، می‌تواند انقلابی در تولید و توسعه فناوری‌های مورد بهره‌برداری برای بهینه‌سازی و صرفه‌جویی آب به وجود آورد، ولی تنها زمانی می‌توان از تمامی منابع موجود استفاده بهینه کرد که تمامی این راهکارها از جمله بکارگیری فناوری‌ها، صرفه‌جویی، قیمت‌گذاری آب، مکانیسم‌های تشویقی و فرهنگ‌سازی به صورت یک بسته کامل در راستای حل مسائل مختلف آب و مقابله با بحران کم‌آبی دیده شود.

Water Pricing for Wheat Production in Ghahavand Region using Spatial Econometrics

S.M. Seyedan^{1*}, A. Morab²

1- Assistant Professor of Economic, Social and Extension Research Department, Hamedan, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Hamedan, Iran. 2- Senior expert in Jihad Agriculture Organization of Hamedan province, Hamedan, Iran.

*(Corresponding Author Email: seyedan1969@gmail.com)

Received: 18-10-2017

Accepted: 16-05-2018

قیمت گذاری آب در تولید گندم در منطقه قهاوند با استفاده از اقتصادسنجی فضایی

سید محسن سیدان^{۱*}، آیدا مرب^۲

۱- استادیار پژوهش بخش تحقیقات اقتصادی، اجتماعی و ترویج کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان همدان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، همدان، ایران. ۲- کارشناس ارشد سازمان جهاد کشاورزی استان همدان.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: seyedan1969@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۷/۲۶

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۲/۲۶

Abstract

In recent years, the level of groundwater table of Ghahavand plain has been reduced by excessive withdrawal of groundwater resources. Therefore, it is important to apply an appropriate management strategy for the optimal utilization of this resource. The main challenge in the economic management of water resources in the balance between supply and demand. To address this balance, the economic value of water, similar to other items, plays a decisive role. Therefore, water pricing is recommended as an indirect method for the sustainable use of water in the agriculture sector. The aim of this study is determining the economic value of water using the spatial econometric approach. Due to the relationship between the farm wells and groundwater resources, this study aims to answer the question of how this relationship affects the water demand of farmers. The correlation coefficient show that the use of spatial regression is superior to the classic regression method. The required data in this study were collected through field research and a questionnaire completed by farmers in 2016. The results show that the real price of water in wheat production is 2500 Rials per cubic meter. To control water consumption and balance the supply and demand for water, the difference between the real price and the price paid by farmers can be used for water pricing policies.

Keywords: Water, Economic value, Spatial Econometrics, Wheat, Ghahavand plain.

چکیده

در سال‌های اخیر به دلیل برداشت بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی دشت قهاوند، سطح سفره آب به شدت کاهش یافته است. بنابراین اتخاذ راهکار مدیریتی مناسب، جهت بهره‌گیری مطلوب از این منبع دارای اهمیت فراوانی است. در مدیریت اقتصادی منابع آب، مسئله اصلی ایجاد تعادل بین عرضه و تقاضای آن است. در ایجاد این تعادل، ارزش اقتصادی آب مانند قیمت هر نهاده‌ی دیگر نقش تعیین‌کننده‌ای برعهده دارد. به این علت قیمت‌گذاری آب به عنوان یک روش غیرمستقیم برای استفاده کارا و پایدار از آب در بخش کشاورزی توصیه شده است. هدف این پژوهش برآورد ارزش اقتصادی آب با استفاده از رهیافت اقتصادسنجی فضایی است. در این تحقیق با در نظر گرفتن این موضوع که چاه‌های کشاورزی با سایر چاه‌های مجاور از نظر منابع آب زیرزمینی ارتباط دارد، تلاش دارد به این سوال پاسخ دهد که عامل مجاورت تا چه حد تابع تقاضای آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد. ضریب همبستگی حاصل از تخمین توابع نشان داد، که کاربرد رگرسیون فضایی نسبت به روش رگرسیون کلاسیک برتری دارد. اطلاعات مورد نیاز در این تحقیق به صورت میدانی و با تکمیل پرسشنامه از کشاورزان در سال ۱۳۹۵ جمع‌آوری شده است. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که قیمت واقعی آب در تولید گندم ۲۵۰۰ ریال در هر متر مکعب است. بنابراین برای ایجاد تعادل بین عرضه و تقاضای آب می‌توان از شکاف قیمت واقعی آب و قیمتی پرداختی توسط کشاورزان جهت اعمال سیاست قیمت‌گذاری آب در منطقه استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: آب، ارزش اقتصادی، اقتصادسنجی فضایی، گندم، دشت قهاوند.

در سال‌های اخیر بهره‌برداری غیربهبهینه از منابع آب به‌خصوص از منابع آب زیرزمینی، خشکسالی و عدم رعایت اصول حفاظت در بهره‌برداری از منابع آب کشور موجب شده تا نهاده آب به‌عنوان یکی از مهمترین عوامل محدودکننده توسعه در بخش کشاورزی ایفای نقش نماید. همچنین تقاضای آب به‌دلیل افزایش جمعیت و استانداردهای زندگی، روند رو به افزایش به خود گرفته است. بنابراین رقابت بین بخش‌های اقتصادی شدیدتر شده و مکانیسم‌های تخصیص آب در حال شکل گرفتن است.

پیش‌بینی‌های صورت گرفته توسط سازمان ملل، نشان‌دهنده آن است که محدودیت منابع آب تا سال ۲۰۵۰ میلادی اصلی ترین موضوع مورد بحث جهانی است (پایگاه سازمان ملل متحد در ایران، ۲۰۱۸). این وضعیت برای ایران که در کمربند خشکی آب‌وهوایی قرار گرفته حادث است. کشور ایران با متوسط بارندگی ۲۵۰ میلی‌متر در مقایسه با ۷۵۰ میلی‌متر متوسط جهانی در سطح پایین‌تری قرار دارد. از طرف دیگر پراکندگی نامتناسب زمانی و مکانی ریزش‌های جوی با نیازهای کشاورزی و زمانهای پرمصرف آبی، مشکل را حادتر می‌کند (شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان، ۱۳۹۴). در این شرایط برداشت بیش از حد مجاز از سفره‌های آب زیرزمینی باعث خسارت جبران‌ناپذیری به این منابع شده است. استان همدان از جمله استان‌هایی است که با محدودیت آبی مواجه است. در حدود ۸۰ درصد نیاز آبی استان همدان از منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شود (شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان، ۱۳۹۴).

دشت قهاوند بخشی از حوضه قره‌چای است، که در سال‌های اخیر منابع آب زیرزمینی آن به شدت مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. روند کلی هیدروگراف آن براساس اطلاعات سال‌های گذشته نزولی و نشانگر بروز افت مداوم و کاهش ذخایر مخازن آن می‌باشد (شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان، ۱۳۹۴). میزان افت متوسط آبخوان این دشت بین سال‌های ۱۳۶۲ تا ۱۳۸۱ برابر ۱۷/۵ متر و متوسط افت سالیانه برابر ۰/۹۳ متر گزارش شده است (شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان، ۱۳۹۴). در سال ۱۳۹۲ کل تغذیه آب زیرزمینی دشت ۱۲۲/۹ و میزان برداشت ۱۷۸/۱ میلیون متر مکعب برآورد شده است که منجر به افت ۵۵/۲ میلیون متر مکعب در حجم سفره و ۲/۵ متر کاهش در سطح آب زیرزمینی شده است (شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان، ۱۳۹۴). این امر تغییرات نگران‌کننده‌ای در کاهش ذخایر آب زیرزمینی منطقه را به‌دنبال دارد. این منطقه تا سال ۱۳۲۱ جز یکی از بهترین مناطق کشاورزی و خوش آب‌وهوا و دارای باغ‌های بزرگ انگور در استان همدان بوده که به‌دلیل احداث بزرگترین نیروگاه برق غرب کشور و چاه‌های غیرقانونی زیاد و عدم کنترل آن‌ها سطح زیرزمینی فروکش کرده و به‌تدریج به کویر تبدیل شده و منطقه

شرا به کویر همدان و تنها کویر شوره‌زار غرب تبدیل شده است. پدیده‌ی عدم تعادل منابع آبی، چه در بعد محلی و ملی و چه در بعد جهانی، ناشی از محدودیت طبیعی آن و بخش دیگر، متأثر از اقدامات و فعالیت‌های اقتصادی بشر است که در قالب استفاده غیراقتصادی این منبع ارزشمند ظاهر می‌شود (بلالی، ۱۳۸۹). با تغییر در مدیریت منابع آب و حرکت از مدیریت بر مبنای عرضه به مدیریت بر مبنای تقاضا و اصلاح نظام قیمت‌گذاری مبتنی بر ارزش اقتصادی آب، می‌توان بر مشکلات و چالش‌های موجود فائق آمد (حسین‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰).

در مدیریت تقاضای آب، نظام قیمت‌گذاری در تبیین آن به‌عنوان کالایی اقتصادی و باارزش، بهترین راه رسیدن به مصرف مناسب و مشوقی برای ذخیره و حفاظت از آن می‌باشد. اگر آب قیمت واقعی خود را نداشته باشد، منجر به سرمایه‌گذاری اندک، حفاظت ضعیف و اتلاف آن می‌شود (بلالی، ۱۳۸۹). از این رو قیمت‌گذاری آب به‌عنوان ابزار مناسب مدیریتی، جهت ایجاد سازگاری بین فعالیت‌های بهره‌برداران از آب با اهداف و استراتژی‌های توسعه ملی مطرح می‌باشد. با توجه به این موضوع مطالعات بسیاری پیرامون این مسئله در داخل و خارج از کشور صورت گرفته است. پوران و همکاران (۱۳۹۶) با در نظر گرفتن بحث «آب مجازی» و محتوی آب محصولات به اشکال «آب سبز»، «آب آبی» و «آب خاکستری»، به محاسبه ارزش اقتصادی آب مجازی محصولات کشاورزی با رویکرد حداکثرسازی بهره‌وری آب پرداخته‌اند. نمونه مورد بررسی شامل پنج استان ایلام، بوشهر، آذربایجان غربی، اصفهان و سمنان و ۱۲ محصول در پنج گروه از محصولات زراعی (غلات، حبوبات، محصولات صنعتی، سبزیجات و محصولات جالیزی) است. برای ارزیابی هدف پژوهش از یک الگوی برنامه‌ریزی خطی فازی (FLP) استفاده شده است. نتایج این مطالعه نشان داد:

۱- ارزش اقتصادی محتوی آب آبی (مجموع آب‌های سطحی و زیرزمینی) محصولات استان‌های آذربایجان غربی، بوشهر، اصفهان، ایلام و سمنان با هدف حداکثر شدن بهره‌وری آب کشاورزی به‌ترتیب ۱۴۶۱۵، ۴۰۶۰۸، ۷۳۴۰، ۴۶۷۳ و ۳۹۲۷۴ ریال به ازای هر مترمکعب آب آبی صرف شده در امور کشاورزی است.

۲- ارزش اقتصادی محتوی آب خاکستری محصولات استان اصفهان ۷۲۲۰ ریال و استان آذربایجان غربی ۸۳۳۰ ریال به ازای هر مترمکعب آب خاکستری صرف شده در امور کشاورزی است. به‌طور کلی، هرچه استان‌ها وضعیت آبی نامساعدتری داشته باشند، ارزش اقتصادی محتوی آب محصولات آن‌ها بیشتر است.

۳- بهره‌وری آب ۱۲ محصول زراعی مورد مطالعه در استان‌های منتخب افزایش یافته است. زراعت کیش (۱۳۹۵) با هدف تلفیق اهداف زیست‌محیطی شامل کاهش مصرف آب، کودشیمیایی و سموم شیمیایی با اهداف بهره‌برداران شامل افزایش بازده ناخالص (درآمد) و ریسک یا واریانس بازده ناخالص مطالعه‌ای را انجام

دادند که در آن به تعیین قیمت آب در منطقه پرداخته شده است. داده‌های مورد استفاده شامل الگوی تولید و استفاده از نهاده‌ها و قیمت هر یک از آن‌ها از میان بهره‌برداران منتخب که به صورت تصادفی انتخاب شدند به دست آمده است. با توجه به اینکه به صورت توأم چند هدف مورد بررسی قرار گرفت، لذا از رهیافت برنامه‌ریزی چندهدفی استفاده شد.

در تدوین الگوی ریسک نیز از بازده ناخالص سالانه دوره ۹۱-۱۳۷۲ محصولات در استان استفاده شد. در این تحقیق ضمن برآورد بازده برنامه‌ی کشت بهینه، محدودیت منابع آب در سطوح ۵۰، ۶۰ و ۷۰ درصد در برنامه لحاظ شد که ارزش اقتصادی آب در این سطوح محدودیت به ترتیب برابر با ۲۵۰ ریال، ۱۵۰۰ ریال و ۳۰۵۰ ریال تعیین شد. فلاحی و همکاران (۱۳۹۱) اشاره کردند که صنعت آب در ایران دارای بازار انحصاری است، لذا قیمت‌گذاری مناسب آن ضمن رعایت عدم زیان‌دهی، رفاه اجتماعی را حداکثر می‌سازد. به این منظور، در پژوهش انجام گرفته از روش قیمت‌گذاری رمزی که دارای قابلیت‌های فوق می‌باشد، استفاده شده و قیمت رمزی در صنعت آب استان همدان در بخش کشاورزی تعیین شده است. برای تعیین این قیمت، تابع تقاضای آب برای بخش کشاورزی با استفاده از سری زمانی داده‌های سال‌های ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۸ برآورد شده و از طریق آن کشش قیمتی تقاضا محاسبه شده است. به منظور تخمین توابع عرضه و تقاضا از مدل ARDL استفاده شده است. کشش قیمتی با استفاده از توابع تقاضا و نیز هزینه نهایی تولید، با استفاده از تابع تولید محاسبه شده و سپس قیمت رمزی آب برای بخش کشاورزی محاسبه شده است. با توجه به نتایج این پژوهش قیمت رمزی آب در بخش کشاورزی ۹۵/۸۴ درصد بیش از قیمت دریافتی توسط صنعت آب است.

پاکروان و بشرآبادی (۱۳۸۹) به بررسی ارزش اقتصادی و تابع تقاضای آب در تولید چغندرقلند استان کرمان پرداختند. در این تحقیق از تابع تولید کاب-داگلاس برای دستیابی به اهداف تحقیق استفاده کردند. نتایج مطالعه آنان نشان داد که قیمت واقعی آب در تولید چغندرقلند ۲۹۲ ریال است.

بلالی (۱۳۸۹) با استفاده از اطلاعات و داده‌های محصولات کشاورزی منطقه، قیمت محصولات و نهاده‌های تولید و سایر اطلاعات زراعی مرتبط با محصولات از طریق نمونه‌گیری تصادفی به بررسی موضوع قیمت‌گذاری آب در بخش کشاورزی بر منابع آب‌های زیرزمینی پرداخت. در این تحقیق داده‌های مربوط به ویژگی‌های فنی آبخوان در دشت همدان-بهار از طریق مطالعات صورت گرفته پیشین در منطقه جمع‌آوری شد. در این مطالعه، مقادیر مختلفی از قیمت آب در دامنه صفر تا ۱۵۰۰ ریال به منظور تحلیل آثار قیمت‌گذاری آب بر حفظ منابع آبی صورت گرفته است. نتایج این مطالعه نشان داده که با افزایش قیمت آب آبیاری به ۱۵۰۰ ریال بیلان منفی آب تعدیل یافته، به طوری که بیلان حجم آب آبخوان به صفر رسیده و مثبت می‌شود.

کرامت‌زاده و همکاران (۱۳۸۵) به منظور تعیین ارزش اقتصادی آب کشاورزی در سال ۱۳۸۲ با استفاده از مدل الگوی کشت بهینه تلفیق زراعت و باغداری در سد بارز و شیروان به این مطالعه پرداختند. به این ترتیب قیمت سایه‌ای نهاده آب، که برابر با ارزش تولید نهایی آن می‌باشد، به عنوان ارزش اقتصادی آب در نظر گرفته شد. آن‌ها با در نظر گرفتن ۱۴ محصول، در تابع هدف و در قالب ۸ محدودیت و با استفاده از برنامه‌ریزی خطی به تعیین ارزش اقتصادی آب پرداختند و نتیجه گرفتند که ارزش اقتصادی آب در ماه‌های فروردین، تیر، شهریور و آبان به ترتیب ۸۸۰، ۴۷۰، ۴۷۴ و ۵۹۵ ریال در هر مترمکعب است.

چیزی و همکاران (۱۳۸۴) به منظور مدیریت تقاضای منابع آب به برآورد ارزش اقتصادی آب در مناطق اراضی زیر سد بتنی بارزو شیروان واقع در شمال خراسان با استفاده از مدل برنامه‌ریزی آرمانی پرداختند. در این مدل ۱۰ محصول شامل گندم آبی، جو آبی، ذرت دانه‌ای، چغندرقلند، خیار، گوجه فرنگی، آفتاب‌گردان، پیاز، سیب‌زمینی و یونجه در نظر گرفته شده است و بیشترین و کمترین ارزش اقتصادی آب در ماه‌های مهر و فروردین را به ترتیب معادل ۲۲۷۷ و ۵۶ ریال در هر مترمکعب گزارش کردند.

Moore و Michael (۱۹۹۹) در آمریکا با استفاده از تابع تولید درجه دو، ضمن برآورد تابع تقاضای آب قیمت هر واحد آب را ۶۸/۷ دلار محاسبه کردند.

Rogers و همکاران (۲۰۰۲) بیان کردند که سیاست‌های قیمت‌گذاری منابع آبی می‌توانند به حفاظت و پایداری آن کمک نمایند. همچنین اگر قیمت منابع آبی بیانگر ارزش واقعی و میزان هزینه تأمین آن باشد، مصرف آن در بین مصرف‌کنندگان بهینه شده و منابع آبی در مصارف با ارزش استفاده می‌شود.

Huang و همکاران (۲۰۰۶) در مقاله‌ای با موضوع قیمت‌گذاری آب آبیاری در چین به این نتیجه رسیدند که اگر قیمت صحیحی برای آب تعیین شود، کشاورزان نسبت به آن حساس خواهند بود. Sing (۲۰۰۷) در مقاله‌ای با عنوان قیمت‌گذاری منطقی آب، ابزاری برای بهبود کارایی استفاده از آب در بخش کشاورزی در گجرات هند، نشان داد که شکاف بزرگی بین قیمت و ارزش آب آبیاری وجود دارد و افزایش قابل ملاحظه‌ای در قیمت آب نیاز است تا عرضه و تقاضا متعادل شوند.

Howitt و همکاران (۲۰۱۷) به منظور واسنجی مدل‌های اقتصادی و تحلیل سیاست‌های کاربردی در زمینه مدیریت منابع آب در کالیفرنیا، از مدل برنامه‌ریزی مثبت (PMP)^۱ و تابع تولید با کشش جانشینی ثابت (CES)^۲ استفاده کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که انعطاف بیشتر بازار آب هم‌زمان با به کارگیری سیاست‌های قیمت‌گذاری می‌تواند زیان‌های درآمدی حاصل از خشکسالی را تا ۳۰ درصد کاهش دهد. وجه تشابه در تمام مطالعات قبلی، این است که شکاف بزرگی بین قیمت پرداختی توسط کشاورزان و

ارزش اقتصادی آب در بخش کشاورزی وجود دارد. لذا برای متعادل کردن عرضه، تقاضا و کنترل تقاضای آب لازم است قیمت آب افزایش یابد (بلالی و همکاران، ۱۳۸۹؛ پاکروان و بشرآبادی، ۱۳۸۹). از آنجا که به کارگیری این سیاست منجر به کاهش رفاه کشاورزان می شود، برای تعیین قیمت واقعی آب که رفاه کشاورزان تأمین شود، نیاز است از تابع رفاه اجتماعی استفاده شود.

بنابراین در این پژوهش جهت بررسی این موضوع از تابع سود که معرف رفاه اجتماعی کشاورزان است، استفاده شده است. از

مواد و روشها

در این تحقیق ارتباط میان عملکرد محصول و آب مصرفی از طریق تابع تولید برازش شده است. فرم کلی تابع تولید در این پژوهش به صورت رابطه (۱) می باشد:

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_6) \quad (1)$$

در این رابطه Y تولید محصول (کیلوگرم) و X_1 تا X_6 به ترتیب میزان مصرف آب (مترمکعب در هکتار)، کود شیمیایی (کیلوگرم در هکتار)، کود حیوانی (کیلوگرم در هکتار)، بذر (کیلوگرم در هکتار)، نیروی کار (روز-نفر در هکتار) و سموم شیمیایی (کیلوگرم در هکتار) است.

به منظور محاسبه میزان آب مصرفی از رابطه (۲) استفاده شده است. در این رابطه W میزان آب کشی (مترمکعب در سال)، L دبی لحظه ای (لیتر در ثانیه)، H ساعت آب کشی، D تعداد روزهای آب کشی در طول سال است.

$$W = 3.6 L.H.D \quad (2)$$

در صورت وابستگی داده ها به مکان و وجود خود همبستگی^۳ و یا ناهمسانی فضایی^۴ روش حداقل مربعات معمولی باعث اریب در نتایج خواهد شد. بنابراین برای انتخاب فرم مناسب، تابع تولید با اشکال مختلف در قالب ساختار الگوی رگرسیون فضایی تخمین زده شد و از میان آن ها مناسب ترین فرم انتخاب شد (Lessaage, ۱۹۹۹). فرم فضایی مدل (۱) به صورت روابط (۳) و (۴) است:

$$Y = C + \rho.WY + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_j X_j + e \quad (3)$$

$$Y = C + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_j X_j + e \quad (4)$$

$$e = \lambda.w.e + u$$

مدل های (۳) و (۴) به ترتیب مدل وقفه فضایی^۵ و مدل خطای فضایی^۶ را نشان می دهند. در این روش لازم است ماتریس مجاورت براساس عنصر فاصله تعریف و تشکیل و در مدل منظور شود. در این روش مشاهداتی که به هم نزدیک تر هستند نسبت به مشاهدات دورتر، باید منعکس کننده وابستگی فضایی بالاتری باشند. مدل (۳) حاصل ضرب WY، میانگین وزنی متغیر وابسته مربوط به هر مکان را در نقاط همسایه می باشد و با استفاده از بهترین فرم مدل می توان تابع سود را استخراج کرد. رابطه شماره (۵) نشان دهنده این تابع است. در این رابطه، π نشان دهنده سود، Y

آنجا که داده های مورد استفاده در این مطالعه می تواند بعد مکانی داشته باشد، در میانی نظری اقتصادسنجی بر این موضوع تأکید می شود که در صورت خود همبستگی و یا ناهمسانی فضایی میان رفتار و تصمیم تولیدکنندگان، لازم است به جای استفاده از رگرسیون کلاسیک از مدل های رگرسیون فضایی استفاده شود. در این پژوهش ارزش اقتصادی آب براساس مدل رفاه اجتماعی برآورد، و اثرات مجاورت از طریق تکنیک اقتصادسنجی فضایی به این مدل اضافه شد که این تکنیک نوآوری این پژوهش محسوب می شود.

تولید گندم، P_y قیمت بازاری برای Y، A ضریب فناوری، X عوامل تولید، C هزینه ثابت و r_i قیمت هر واحد از نهاده ها می باشد.

$$\pi = (P_y \times Y) - C = (P_y \times Y) - (C_f - \sum_{i=1}^n r_i x_i) \quad (5)$$

با مساوی صفر قراردادن شرط اول حداکثرسازی (FOC)، می توان مقدار بهینه استفاده از عوامل تولید را محاسبه کرد. رابطه (۶) این موضوع را نشان می دهد.

$$\frac{\partial \pi}{\partial x_i} = P_y \times \frac{\partial Y}{\partial x_i} - r_i = 0 \quad (6)$$

مقادیر بهینه، مقادیری است که به ازای آن سود حداکثر می شود و برای محاسبه کشش قیمتی تقاضای آب از رابطه زیر استفاده کرد. این رابطه چگونگی محاسبه کشش قیمتی تقاضای آب را نشان می دهد.

$$EX_W = - \frac{\partial X_W}{\partial r_W} \cdot \frac{r_W}{X_W} \quad (7)$$

جهت محاسبه هزینه استخراج هر واحد آب از مجموع هزینه های متغیر و ثابت بهره برداری از چاه استفاده شده است. هزینه ثابت (سرمایه گذاری) شامل حفر چاه، تجهیزات، خرید و نصب موتور پمپ و متعلقات آن و شبکه انتقال آب است. هزینه متغیر (بهره برداری) شامل نگهداری، مدیریت، سوخت و تعمیرات، حمل و نقل، نظارت است. برای تبدیل هزینه های سرمایه گذاری به هزینه یکنواخت سالانه، از رابطه (۸) استفاده شده است:

$$ACS = P(A/P, i, n) - S.V(A/F, i, n) \quad (8)$$

در این رابطه ACS هزینه یکنواخت سالانه، P ارزش فعلی هزینه های سرمایه گذاری، $(A/P, i, n)$ ضریب تبدیل ارزش فعلی هزینه سرمایه گذاری به یکنواخت سالانه، S.V ارزش اسقاط تجهیزات و دستگاه ها و $(A/F, i, n)$ ضریب تبدیل ارزش آینده اسقاط به یکنواخت سالانه است. i نرخ تنزیل و n دوره بهره برداری است که به ترتیب برابر با ۱۵ درصد و ۳۰ سال در نظر گرفته شده اند. پس از محاسبه معدل یکنواخت سالانه هزینه های سرمایه گذاری می توان مقدار مذکور را با هزینه های بهره برداری سالانه جمع نمود که مجموع این دو برابر با هزینه سالانه مصرف آب می باشد. به این ترتیب با محاسبه میزان استحصال آب از هر حلقه چاه می توان از رابطه (۹) هزینه هر متر مکعب آب را به دست آورد:

$$\text{هزینه سالانه آب} = \frac{\text{هزینه هر متر مکعب آب}}{\text{میزان استحصال سالانه آب}} \quad (9)$$

• منطقه مورد بررسی

شهر قهاوند مرکز بخش شرا شهرستان همدان است که در ۵۰ کیلومتری ضلع شرقی همدان واقع شده و در بین ۴۹ درجه جغرافیایی و ۵۱ دقیقه و ۳۴ درجه عرض جغرافیایی و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۲۴ متر می‌باشد. منطقه قهاوند از سمت شرق به استان مرکزی و از غرب به شهرستان همدان و از شمال به منطقه فامنین و از جنوب به شهرستان ملایر محدود می‌شود. این بخش بیشتر به صورت دشت و هموار می‌باشد و از رودخانه‌های این بخش می‌توان به رودخانه قره‌چای اشاره نمود. آب‌وهوای این بخش در زمستان‌ها بسیار سرد و تابستان‌ها گرم و خشک می‌باشد. کل اراضی تخت پوشش این منطقه ۶۳۰۰۰ هکتار می‌باشد که ۷۰۰۰ هکتار آن اراضی آبی و ۵۱۰۰۰ هکتار آن اراضی دیم و مابقی آن جز اراضی منابع طبیعی می‌باشد. تعداد روستاهای تحت پوشش، ۲۸ روستا بوده که از این تعداد ۱۱ روستای آن دیم‌کار و ۱۷ روستا آبی‌کار می‌باشند. عمده‌ترین محصولات تولیدی این منطقه توسط کشاورزان گندم و جو یونجه است و حدود ۶۵ درصد از اراضی آبی منطقه مجهز به آبیاری‌های نوین هستند. شکل (۱) محدوده‌ی دشت مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

تحقیق حاضر از نوع تحلیلی است و داده‌های پژوهش به روش میدانی و برای تبیین موضوع به روش کتابخانه‌ای جمع‌آوری شده است. جامعه آماری، مجموعه بهره‌برداران چاه‌های کشاورزی در دشت قهاوند است. تعداد چاه‌های قابل بهره‌برداری در بخش کشاورزی این منطقه ۱۸۵۰ حلقه است. به منظور پوشش بهتر منطقه و در نظر گرفتن ناهمگنی که در میان کشاورزان در تحقیقات میدانی مشاهده شد، تعیین نمونه از تمام دهستان‌های دشت قهاوند به روش نمونه‌گیری تصادفی طبقه‌ای نسبتی^۷ انجام گرفت. رابطه (۱۰) چگونگی تعیین تعداد نمونه‌ها را نشان می‌دهد.

$$n = \frac{N \times t^2 \times s^2}{N \times d^2 + t^2 \times s^2} \quad (10)$$

در این رابطه n تعداد نمونه‌های مورد نیاز، N تعداد چاه‌های مورد بهره‌برداری در منطقه، t آماره t استیودنت، S واریانس نمونه اولیه و d خطای مورد نظر در برآورد را نشان می‌دهد. در این راستا تعداد ۳۰ پرسش‌نامه انتخاب و واریانس میزان عمق چاه (سطح ایستابی آب)، ۰/۳۵، محاسبه شد. براین اساس و با خطای ۰/۰۵، تعداد ۱۵۰ چاه برای بررسی انتخاب شد. پس از حذف روستاهایی که صرفاً دارای کشت دیم هستند، از سایر روستاهای هر دهستان براساس چاه‌های موجود و به نسبت کل نمونه، چاه‌های مورد مطالعه به صورت کاملاً تصادفی مشخص شدند. سپس با مراجعه به بهره‌برداران این چاه‌ها سوال‌هایی در خصوص ویژگی‌های چاه و اطلاعات زراعی پرسیده شد.



شکل ۱- موقعیت منطقه قهاوند

نتایج و بحث

در دشت قهاوند براساس روش نمونه‌گیری اشاره شده، تعداد ۱۵۰ چاه مورد مطالعه قرار گرفت. براساس اطلاعات مستخرج از پرسش‌نامه‌ها، اندازه زمین کشاورزان در حوزه این چاه‌ها از حداقل ۰/۵ تا حداکثر ۱۰۵ هکتار قرار دارد. به منظور تخمین تابع تولید ابتدا باید مناسب ترین فرم مدل تعیین شود. بنابراین دو نوع تابع تولید از نوع توابع انعطاف‌پذیر و انعطاف‌ناپذیر، شامل تابع کاب-داگلاس و تابع درجه دوم تعمیم یافته برای بیان رابطه بین عوامل تولید و مقدار تولید گندم برآورد شدند. براساس نتایج به‌دست‌آمده هر دو فرم تابع از نظر قدرت توضیح دهنده براساس آماره ضریب

تعیین مناسب هستند. همچنین معنی‌داری آماره F در هر یک از مدل‌ها بیانگر معنی‌داری کل رگرسیون می‌باشد. بنابراین برای دستیابی به بهترین مدل و کاهش خطای تصریح شد از میان دو الگو برآورد شده، برترین آن انتخاب شود. به این منظور از آماره LR و آزمون نرمالیت توزیع جملات اخلال استفاده شد. نتایج این دو آزمون در جداول (۱) و (۲) نشان داده شده است. براساس آماره LR ، برتری تابع کاب-داگلاس نسبت به تابع درجه دوم تعمیم یافته در سطح اطمینان ۹۰ درصد رد شد. نتایج جدول (۲) که از آماربرداری میدانی به‌دست‌آمده است، نشان می‌دهد تابع درجه دوم تعمیم یافته از نظر نرمال بودن توزیع جملات اخلال نسبت به تابع کاب-داگلاس برتر است.

جدول ۱- مقایسه توابع کاب-داگلاس و درجه دوم تعمیم یافته (آزمون نسبت درست نمایی)

تابع	مقدار تابع درست نمایی	تعداد پارامترها	LR	مقدار بحرانی LR ($\alpha=0.01$)
کاب-داگلاس	۵/۴	۵	۲۱/۵	۱۰/۵
درجه دوم تعمیم یافته	۱۲/۵	۱۵	-	-

جدول ۲- مقایسه کاب-داگلاس و درجه دوم تعمیم یافته (ضرایب برآورد شده و آزمون نرمالیت جملہ اخلاص)

نام تابع	تعداد کل ضرایب	تعداد ضرایب معنی دار	مقدار آماره جارك برا	سطح احتمال
کاب-داگلاس	۷	۵	۲/۱۲	(۰/۱۷)
درجه دوم تعمیم یافته	۲۸	۱۵	۳۸/۷۶	(۰/۰۰)

شده است. آماره‌ی I موران برابر با ۰/۴۵ است. این آماره مثبت است و گویای آن است که خود همبستگی فضایی مثبت وجود دارد. مقایسه آزمون LM در حالت‌های مختلف مدل‌های فضایی نشان می‌دهد که مدل وقفه فضایی بهتر است. ضریب ρ در مدل وقفه فضایی، مثبت و از نظر آماری در سطح ۹۰ درصد اطمینان معنی‌دار است. این ضریب نشان می‌دهد که اثر تولید مزارع تأثیر مثبت بر تولید مزارع مجاور دارد. متغیرهای موجود در مدل وقفه فضایی ۸۷ درصد تغییرات تولید گندم را توضیح می‌دهد. بالا بودن ضریب تعیین به خوبی برازش مدل اشاره می‌کند.

نتایج حاصل از برآورد تابع تولید کاب-داگلاس و درجه دوم تعمیم یافته در جدول (۳) نشان داده شده است. متغیرهای استفاده شده در این توابع عبارتند از آب، کود شیمیایی، کود حیوانی، بذر، نیروی کار و سموم شیمیایی که به ترتیب با علائم L, S, An, Fe, W و Po نشان داده شده است. برای بررسی اثر مجاورت در تابع تولید، مدل (۵) و (۶) به صورت مدل‌های مقطعی وقفه فضایی (SAR) و خطای فضایی (SEM) برآورد شده است. لازم به توضیح است که در تحلیل‌های فضایی از ماتریس وزنی مجاورت مزارع استفاده شده است. نتایج برآورد توابع فضایی در جدول (۴) نشان داده

جدول ۳- ضرایب تابع تولید کاب-داگلاس و درجه دوم تعمیم یافته در محصول گندم

متغیر	کاب-داگلاس	درجه دوم تعمیم یافته	متغیر	کاب-داگلاس	درجه دوم تعمیم یافته
C	۶/۷۴*	۳۲/۱۲*	γ_{WAn}	-	۰/۰۳
β_W	۰/۰۴*	۱/۸۸*	γ_{WS}	-	۰/۰۵
β_{Fe}	۰/۰۸*	۲/۹۳*	γ_{WL}	-	۰/۸*
β_{An}	-۰/۰۴*	-۳/۰۴*	γ_{Wpo}	-	۰/۱۱**
β_S	۰/۲۶	۷/۳۴*	γ_{FeAn}	-	-۰/۳۷*
β_L	-۰/۰۰۸	-۱/۷۸	γ_{FeS}	-	۱/۸*
β_{po}	-۰/۵۲*	۰/۰۰۸	γ_{FeL}	-	-۰/۰۸*
γ_{WW}	-	۰/۱۷	γ_{Fepo}	-	-۰/۰۱۴*
γ_{FeFe}	-	۰/۶۱*	γ_{AnS}	-	۰/۰۶
γ_{AnAn}	-	-۰/۵۹*	γ_{AnL}	-	-۳/۲۳
γ_{SS}	-	-۰/۰۴	γ_{Anpo}	-	۰/۱۵
γ_{LL}	-	-۰/۰۷	γ_{SL}	-	-۰/۰۲۲
γ_{popo}	-	۰/۰۸*	γ_{Spo}	-	-۰/۵۹
γ_{WFe}	-	-۰/۲۲*	γ_{Lpo}	-	-۰/۴۴
F	۱۲۸/۸**	۱۲۴/۳***	D.W	۱/۸	۲/۱
R ²	۰/۸۵	۰/۸۲	$\bar{R}^2$	۰/۸۳	۰/۸۱

* و ** و *** به ترتیب نمایانگر معنی‌دار بودن در سطح ۱۰، ۵ و ۱ درصد و D.W مقدار آماره دوربین واتسون را نشان می‌دهد.

جدول ۴- ضرایب در مدل‌های مقطعی فضایی در قالب تابع درجه دوم تعمیم یافته

متغیر	OLS	وقفه فضایی	خطای فضایی	متغیر	OLS	وقفه فضایی	خطای فضایی
C	۱/۰۲	۱/۶۲	۱/۸۲	γ_{WAn}	-۰/۰۰۰۰۷۱	-۰/۰۰۲۱۷۶	-۰/۰۰۲۱۵۶
β_W	۰/۳۳***	۰/۸۹***	۰/۷۱***	γ_{WS}	۰/۵***	۰/۴۶***	۰/۵۳***
β_{Fe}	۰/۰۰۱***	۰/۰۵۱***	۰/۰۴۱***	γ_{WL}	۰/۰۰۳	۰/۰۲۷	۰/۰۳۴
β_{An}	۰/۷۴	۰/۹	۰/۸	γ_{Wpo}	۰/۰۰۵	۰/۰۰۶	۰/۰۰۴۵
β_S	۰/۱۳***	۰/۴۵***	۰/۴۱***	γ_{FeAn}	-۰/۰۰۰۶۲*	-۰/۰۰۰۵۲*	-۰/۰۰۰۶۵*
β_L	۰/۰۰۱۷**	۰/۰۳**	۰/۰۲۳**	γ_{FeS}	۰/۰۰۶	۰/۰۰۷	۰/۰۰۶
β_{po}	۰/۳**	۰/۵۴**	۰/۴۳**	γ_{FeL}	-۰/۰۰۰۰۴۳***	-۰/۰۰۰۰۵۳***	-۰/۰۰۰۰۶۵***
β_{WW}	۰/۰۰۳۲۲۶***	۰/۰۴۵***	۰/۰۵۶***	γ_{Fepo}	۰/۰۰۰۰۸	۰/۰۰۰۰۹	۰/۰۰۰۰۷
γ_{feFe}	۰/۰۰۰۰۰۰۱	۰/۰۰۰۰۰۳۴۲	۰/۰۰۰۰۰۲۶۷	γ_{AnS}	۰/۰۰۰۰۴۵	۰/۰۰۰۹۸	۰/۰۰۰۷۶
γ_{AnAn}	-۰/۰۰۰۰۰۱۵**	-۰/۰۰۰۰۰۲۸۷**	-۰/۰۰۰۰۰۲۱۳**	γ_{AnL}	۰/۰۰۰۰۸*	۰/۰۰۰۹*	۰/۰۰۰۰۷۸*
γ_{SS}	۰/۰۰۰۰۴**	۰/۰۰۰۳۸**	۰/۰۰۰۳۴**	γ_{Anpo}	-۰/۰۵۲**	-۰/۰۹۲**	-۰/۰۸۲**
γ_{LL}	۰/۰۱۳***	۰/۰۱۷***	۰/۰۱۵***	γ_{SL}	-۰/۰۱۵**	-۰/۰۴۵**	-۰/۰۳۵**
γ_{popo}	۰/۰۵۱*	۰/۰۴۶*	۰/۰۴۱*	γ_{Spo}	-۰/۷۸۵۶***	-۰/۰۹***	-۰/۰۸***
γ_{WFe}	۰/۰۰۰۰۴***	۰/۰۰۰۱۲۶***	۰/۰۰۰۱۸۷***	γ_{Lpo}	۰/۰۰۰۰۴۵***	۰/۰۰۰۰۶***	۰/۰۰۰۰۵***
ρ	-	۰/۲** (۱/۹۳)	-	λ	-	-	۰/۲۸(۱/۵)
Moran's I	۰/۴۵*	-	-	-	-	-	-
R ²	۰/۸۲	۰/۸۷	۰/۸۶	-	-	-	-
AIC	۷۹/۹	۸۱/۱	۷۸/۲	SC	۹۲/۷	۹۶/۲	۹۰/۸
LM(SAR)	-	-	۰/۰۱۶***	LM(SEM)	-	-	۰/۲۰۶ ^{NS}

* و *** به ترتیب نمایانگر معنی‌دار بودن در سطح ۱۰، ۵ و ۱ درصد و مقادیر داخل پرانتز در مدل OLS آماره t و در مدل‌های فضایی آماره Z، و در آزمون LM مقدار احتمال است.

به‌منظور محاسبه هزینه استخراج هر واحد آب از میانگین مجموع هزینه‌های متغیر و ثابت متوسط چاه‌های مورد بررسی استفاده شده است. جدول (۵) اطلاعات مربوط به هزینه ثابت (سرمایه‌گذاری) و هزینه متغیر (بهره‌برداری) را نشان می‌دهد. کل هزینه ثابت چاه برابر با ۳۵۴ میلیون ریال است. مجموع هزینه متغیر ۵۵ میلیون ریال برآورد شده که در مجموع، هزینه کل بهره‌برداری از چاه ۴۰۹ میلیون ریال محاسبه شده است.

جدول ۵- هزینه استخراج آب از چاه

نوع هزینه	هزینه یکنواخت سالانه (میلیون ریال)	هزینه هر مترمکعب آب (ریال/مترمکعب)
هزینه سالانه یکنواخت حفر چاه و تجهیزات	۳۲۰	۵۰۸
هزینه سالانه یکنواخت خرید موتور پمپ و نصب آن	۲۲	۳۵
هزینه سالانه یکنواخت انتقال آب	۱۲	۱۹
هزینه‌های جاری سالانه (تعمیرات، نگهداری، آب‌بها و ...)	۵۵	۸۷
کل هزینه سالانه	۴۰۹	۶۴۹

پس از محاسبه هزینه سالانه و تقسیم آن بر متوسط برداشت آب از چاه، هزینه‌ی هر مترمکعب آب به‌دست خواهد آمد. باتوجه‌به داده‌ای میدانی که از منطقه به‌دست‌آمد، از هر حلقه چاه به‌طور متوسط سالانه ۶۳۰۰۰ متر مکعب آب استخراج می‌شود. به‌این‌ترتیب متوسط هزینه کل آب ۶۴۹ ریال محاسبه شده است.

برای تعیین قیمت واقعی آب می‌توان از ارزش بازدهی نهایی استفاده کرد. برای این منظور لازم است، بهره‌وری نهایی آب را با استفاده از معادله (۱۲) محاسبه نمود. به‌این‌منظور از تابع تولید (مدل وقفه فضای) در جدول (۴) نسبت به متغیر آب مشتق گرفته شده است:

$$MPW = \partial Q / \partial W = (0.89W + 0.045w^2 + 0.00126wfe - 0.002176wAn + 0.46ws + 0.027wl + 0.006wpo) = 0.105 \quad (12)$$

در این رابطه MPW تولید نهایی آب، W میزان مصرف آب (مترمکعب در هکتار) و Q مقدار تولید گندم (کیلوگرم در هکتار) است. این شاخص نشان می‌دهد که در ازای استفاده از آخرین واحد مصرف آب، ۱۰۵ گرم به محصول اضافه خواهد شد. باتوجه‌به رقابتی بودن بازار محصول و بازار عوامل تولید، ارزش بازدهی نهایی هر نهاده از حاصل‌ضرب تولید کرانه‌ای آن در قیمت هر واحد محصول (۱۳۰۰۰ ریال/کیلوگرم) به‌دست می‌آید. رابطه (۱۳) ارزش بازدهی نهاده آب را نشان می‌دهد.

$$VMPW = P_y \times MPW = P_y \left(\frac{\partial Q}{\partial W} \right) = P_W \Rightarrow VMP = 2500 \quad (13)$$

در این رابطه MPW تولید کرانه‌ای نهاده آب، P_y قیمت محصول و $VMPW$ ارزش تولید کرانه‌ای (ارزش بازدهی آب) و P_W قیمت هر واحد آب است. مقدار ارزش بازده نهایی آب نشان می‌دهد که آخرین واحد مصرف آب ۲۵۰۰ ریال به درآمد کشاورز اضافه می‌کند. به‌این‌ترتیب ارزش تولید نهایی آب بیش از هزینه هر واحد از آن (۶۴۹ ریال در هر متر مکعب) است. بنابراین

کشاورزان برای کسب حداکثر سود و با قیمت فعلی آب از این عامل کمیاب بیش از حد استفاده خواهند کرد.

در جدول (۶) کشش‌های عوامل تولید، بهره‌وری نهایی و متوسط نهاده‌های عمده تولید گندم نشان داده شده است. مقدار کشش تولید آب نشان می‌دهد که یک درصد افزایش در مصرف آب منجر به افزایش ۰/۰۴۲ درصدی در تولید می‌شود. بهره‌وری متوسط به معنی تولید متوسط هر واحد نهاده متغیر است. بنابراین مصرف هر واحد از آب منجر به تولید ۲/۵ واحد از محصول (گندم) می‌شود.

جدول ۶- تولید نهایی، تولید متوسط و

کشش تولید نهاده‌های تولید گندم

کشش تولید	تولید نهایی	تولید متوسط	نهاده
۰/۰۴۲	۰/۱۰۵	۲/۵	آب
-۰/۶۳	-۳۲/۱	۵۱/۱	کود شیمیایی
-۰/۵۷	-۱۰/۳	۱۸/۲	کود حیوانی
۰/۷۴	۰/۳۲	۰/۴۳	بذر
۰/۶۰	۱۷/۵	۲۹/۲	نیروی کار
۰/۸۴	۰/۳۲	۰/۳۸	سموم شیمیایی

قرارگرفتن کشش‌های به‌دست‌آمده در هر یک از سه ناحیه تولیدی معرف میزان منطقی بودن مصرف آن نهاده است. در جدول (۷) میزان منطقی مصرف نهاده‌ها مشخص شده است. از نهاده‌های بذر، نیروی کار و سموم شیمیایی در حد بهینه و از نهاده کود شیمیایی و کود حیوانی بیشتر از حد بهینه استفاده می‌شود. مقدار کشش تولید آب به دلیل کوچک و نزدیک به صفر بودن آن، می‌توان اظهار کرد که از این نهاده در مرز ناحیه دوم و سوم تولید و در منطقه اقتصادی استفاده می‌شود.

جدول ۷- میزان منطقی بودن مصرف نهاده‌های مختلف در تولید گندم

کشش تولید						شرح
سموم شیمیایی	نیروی کار	بذر	کود حیوانی	کود شیمیایی	آب	
۰/۸۴	۰/۶۰	۰/۷۴	-۰/۵۷	-۰/۶۳	۰/۰۴۲	مقدار برآورد شده
دوم	دوم	دوم	سوم	سوم	دوم	ناحیه تولید
منطقی	منطقی	منطقی	غیر منطقی	غیر منطقی	منطقی	میزان مصرف

با مشتق‌گیری از رابطه (۷) نسبت به آب، مقدار مصرف بهینه اقتصادی حاصل می‌شود. از تابع تولید (مدل وقفه فضای) در جدول شماره (۴) استفاده شده است. براین اساس در رابطه شماره (۱۵) میزان آب مصرفی در حد بهینه اقتصادی به دست آمده است.

$$\frac{\partial \pi}{\partial X_W} = P_Y \cdot \frac{\partial Y}{\partial X_W} - r_W = 0 \Rightarrow W = 5328 \quad (15)$$

در این رابطه P_Y قیمت هر کیلوگرم گندم، $(\partial Y / \partial X_W)$ تولید نهایی آب و r_W قیمت تمام شده هر متر مکعب آب می‌باشد. محاسبات بالا نشان می‌دهد که مقدار بهینه اقتصادی مصرف آب ۵۳۲۸ متر مکعب است. متوسط مقدار مصرف آب توسط کشاورزان گندم کار، برابر با ۴۸۰۰ مترمکعب است. بنابراین می‌توان اظهار کرد که کشاورزان در این محصول آبیاری می‌کنند. براساس رابطه (۱۵) می‌توان کشتش خود قیمتی تقاضای آب (EX_W) را به صورت زیر محاسبه کرد:

$$EX_W = - \frac{\frac{\partial X_W}{\partial r_W} \cdot r_W}{X_W} \Rightarrow EX_W = - \frac{1}{0.00001041 \times 13000} \times \frac{649}{5328} = -7/39 \times 0/1218 = -0/9 \quad (16)$$

بنابراین کشتش قیمتی تقاضا آب برابر با ۰/۹- می‌باشد. این شاخص نشان می‌دهد تقاضای آب کشتش‌ناپذیر است. یعنی با یک درصد افزایش قیمت آب، تقاضای آن صرفاً ۰/۹ درصد کاهش می‌یابد. مقدار این کشتش نشان می‌دهد که سیاست‌های قیمتی می‌تواند عامل تاثیرگذاری در کنترل مصرف این نهاده با ارزش باشد. این یافته با نتایج حاصل از تحقیق Schrecongost

و همکاران (۲۰۰۴) مغایر است. یافته‌های این دو محقق نشان داده که تقاضای آب با کشتش است. البته از نظر بی‌کشتش بودن تقاضای آب مشابه نتایج حاصل از تحقیق پاکروان و همکاران (۱۳۸۹) است که در نتایج تحقیقاتی خود نشان دادند که تقاضای آب بی‌کشتش است. مطالعات انجام شده در کشور، طی دامنه زمانی (۱۳۷۶-۱۳۹۳) بر نقش افزایش قیمت آب بر کاهش مصرف آن و کند شدن فرایند تخلیه آب‌های زیرزمینی تأکید دارند (حسین‌زاده و همکاران، ۱۳۸۶؛ بلالی ۱۳۸۹) همچنین این مطالعات نشان داد افزایش قیمت آب در بخش کشاورزی منجر به رعایت الگوی کشت بهینه می‌شود. در این پژوهش قیمت واقعی آب در تولید گندم ۲۵۰۰ ریال در متر مکعب برآورد شده است که از قیمت تمام شده آن (۶۴۹ ریال) بیشتر می‌باشد. بنابراین آب‌بهای پرداخت شده توسط کشاورزان بسیار کمتر از ارزش تولید نهایی آن می‌باشد. پرداخت بهای کم برای نهاده کمیابی مثل آب می‌تواند باعث عدم صرفه‌جویی در مصرف این نهاده شود. نتایج حاصل از سایر مطالعات تأکید بر اختلاف بین قیمت واقعی آب و آب‌بها پرداختی توسط کشاورزان دارد. نتایج این تحقیق همانند مطالعه اسکریکانگاست (۲۰۰۴)، پاکروان و بشرآبادی (۱۳۸۹) و حسین‌زاده و همکاران (۱۳۸۶) تأیید می‌کند که عمده مشکل ناشی از بهره‌برداری بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی اختلاف قیمت پرداختی آب با ارزش اقتصادی آن می‌باشد. بنابراین پیشنهاد می‌شود شکاف قیمتی محاسبه شده، مبنایی برای اعمال سیاست‌های قیمت‌گذاری آب برای کنترل مصرف بی‌رویه‌ی این نهاده قرار گیرد.

آبی استان از این بابت که قیمت‌های این منابع معرف کمیاب آن‌ها نمی‌باشد، خواهد شد. صنعت آب در استان همدان تعدیل بیشتر قیمت‌های موجود به سمت قیمت‌های اقتصادی تولید آب، بدون شک یک راهکار بلند مدت در جهت استقلال مالی صنعت آب (باتوجه به سیاست اصل ۴۴ قانون اساسی) و استفاده بهینه از منابع کمیاب آب خواهد بود.

پی‌نوشت

- 1- Positive Mathematical Programming
- 2- Constant Elasticity of Substitution
- 3- Spatial Autoregressive
- 4- Spatial Heterogeneity
- 5- Spatial Autoregressive Model(SAR)
- 6- Spatial Error Model(SEM)
- 7- Ratio stratified random sampling

نتیجه‌گیری

استفاده نامطلوب از آب و کاهش متوسط بارش همراه با تغییرات اقلیمی سبب کاهش منابع آبی استان طی سال‌های اخیر شده است. همچنین با وجود مصرف بیش از نیمی از این منابع در بخش کشاورزی، بابت مصرف آب از چاه‌ها، از کشاورزان هیچ مبلغی دریافت نمی‌شود. باتوجه به نتایج این تحقیق، قیمت فروش آب در بخش کشاورزی در استان همدان کمتر از ارزش واقعی آن است. قیمت واقعی در بخش کشاورزی براساس این مطالعه به میزان ۲۵۰۰ ریال در هر متر مکعب به دست آمده است. باتوجه به نارسای‌های گسترده موجود در زمینه مدیریت شرکت‌های آب منطقه‌ای (به عنوان متولیان اصلی تولید و حفاظت از آب در کشور)، ادامه روند کنونی قیمت‌گذاری آب، علاوه بر عدم تأمین مالی صنعت آب در زمینه عملکردهای جاری و عمرانی آن و در نتیجه فقدان سرمایه‌گذاری لازم جهت توسعه سازوکارهای تأمین آب در آینده، موجب هدر رفت روزافزون منابع کمیاب

فلاحتی، ع.، سهیلی، ک. و واحدی، م. ۱۳۹۱. قیمت‌گذاری اقتصادی آب در بخش کشاورزی به روش رمزی. پژوهش‌های اقتصاد و توسعه کشاورزی، ۲۶(۲): ۱۳۴-۱۴۰.

کرامت‌زاده، ع.، چیدری، ا.م. و میرزایی، ا. ۱۳۸۵. تعیین ارزش اقتصادی آب کشاورزی با استفاده از مدل الگوی کشت بهینه تلفیق زراعت و باغداری. اقتصاد کشاورزی و توسعه، ۱۴(۵۴): ۳۵-۶۰.

Howitt R., Medellin-Azuara J., MacEwan D. and Lund R. 2012. Calibrating disaggregate economic models of agricultural production and water management. Science of the Environmental Modelling and Software, 38: 244-258.

Huang Q., Rozelle S. and Howitt R. 2006. Irrigation water pricing in China. American Agricultural Economics Association Annual Meeting.

Lessage J. 1999. Spatial Econometrics. Department of Economics. University of Toledo.

Moore G and Michael R. 1999. Estimating irrigator ability to pay for reclamation water. Land. Economics, 75: 562-578.

Rogers P., Silva R.D. and Bhatia R. 2002. Water is an economic good: How to use price to promote equity, efficiency and sustainability. Water Policy, 4: 1-17.

Schrecongost A., Staatz J., Diallo B. and Yade M. 2004. Water Pricing as Tool for Integrated Water Resource Management: A synthesis of Key Issues for Rural West Africa. Bureau for Economic Growth. Agriculture and Trade. Number 73.

Sing K. 2007. Rational pricing of water as an instrument of improving water use efficiency in the agricultural sector: A case study in Gujarat, India. International Journal of Water Resources Development, 23: 679-690.

بلالی، ح. ۱۳۸۹. بررسی تأثیر سیاست‌های قیمتی و کشاورزی بر حفظ منابع آب‌های زیرزمینی: مطالعه موردی دشت بهار، رساله دکتری اقتصاد کشاورزی. دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس. تهران.

بلالی، ح.، خلیلیان، ص. و احمدیان، م. ۱۳۸۹. بررسی نقش قیمت‌گذاری آب در بخش کشاورزی بر تعادل منابع آب زیرزمینی. نشریه اقتصاد و توسعه کشاورزی (علوم و صنایع کشاورزی)، ۲۴(۲): ۱۸۵-۱۹۴.

پاکروان، م. و مهرابی بشرآبادی، ح. ۱۳۸۹. تعیین ارزش اقتصادی و تابع تقاضای آب در تولید چغندرقد استان کرمان. مجله پژوهش آب ایران، ۴(۶): ۸۳-۹۰.

پایگاه سازمان ملل متحد در ایران. ۲۰۱۸.

<https://www.un.org.ir/>

پوران، ر.، راغفر، ح.، قاسمی، ع.ب.، بزازان، ف. ۱۳۹۶. محاسبه ارزش اقتصادی آب مجازی با رویکرد حداکثرسازی بهره‌وری آب آبیاری. فصلنامه مطالعات اقتصادی کاربردی ایران، ۶(۲۱): ۱۸۹-۲۱۲.

چیدری، م.، شرزهای، غ. و کرامت‌زاده، ع. ۱۳۸۴. تعیین ارزش اقتصادی آب با رهیافت برنامه‌ریزی آرمانی (مطالعه موردی: سد بارزو شیروان). مجله تحقیقات اقتصادی، ۳۹: ۶۶-۷۱.

حسین‌زاده، ج.، سلامی، ح. و صدر، س. ک. ۱۳۸۶. برآورد ارزش اقتصادی آب در تولید محصولات زراعی با استفاده از توابع تولید انعطاف‌پذیر (مطالعه موردی: دشت مراغه-بناب). مجله دانش کشاورزی، ۱۷(۲): ۱-۱۴.

حسین‌زاده، ج.، جوادی، ا.، حیاتی، ب.، پیش بهار، ا. و دشتی، ق. ۱۳۹۰. کاربرد مدل کنترل بهینه در برداشت آب از منابع زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت عجب شیر). نشریه اقتصاد و توسعه کشاورزی، ۲۵(۲): ۲۱۲-۲۱۸.

زراعت کیش، ی. ۱۳۹۵. ارزش‌گذاری اقتصادی آب در بخش کشاورزی (مطالعه موردی دشت لیستر). تحقیقات اقتصاد و توسعه کشاورزی ایران، ۴۷(۱): ۲۵۹-۲۶۹.

گزارش بیلان منابع آب زیرزمینی دشت‌های استان همدان. شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان همدان. ۱۳۹۴.

Study of the Potential of New Biological Technologies to Remove Emerging Contaminants from Wastewater

B. Asgari Lajayer^{1*}, E. Moghiseh², M.R. Farshchian³,
M.A. Abedpour⁴, N. Bagherian Azhiri⁵

1- Ph.D Graduate of Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran.
2- Assistant Professor of Nuclear Agriculture Research School, Nuclear Science and
Technology Research Institute, Karaj, Iran. 3- 4- Department of Environmental Health,
Faculty of Health Science, Tabriz University of Medical Sciences, Tabriz, Iran. 5- MSc
Graduated of Horticulture Science, University of Tabriz, Tabriz, Iran..

*(Corresponding Author Email: h-asgari@tabrizu.ac.ir)

Received: 29-05-2017

Accepted: 18-04-2018

Abstract

Due to population growth and increase in the usage of drugs and cosmetics as well as the inability of conventional processes of wastewater treatment to remove emerging contaminants such as PCPs, EDCs, surfactants, pesticides, industrial additives, and pharmaceutical organic pollutants, the effluents discharge in Iran's wastewater refineries may contain significant concentrations of emerging contaminants. The mechanism of biological removal of emerging contaminants from wastewater predominantly includes biodegradation by microorganisms such as bacteria, algae, and fungi into small molecules or water and carbon dioxide. Biological treatment technologies include a variety of conventional and unconventional methods such as activated sludge, MBR, aerobic, anaerobic, microalgae and fungi bioreactors, rotating biological reactor, trickling filter, nitrification and denitrification, biosorption, and constructed wetland. Therefore, wastewater characteristics play a key role in the selection of biological treatments. Based on previous research, the maximum removal efficiency of EDCs, beta blockers, and PCPs was revealed with MBR, surfactants, lipid regulators and anti-inflammatory with activated sludge, antibiotics and pesticides with biological activated carbon, analgesics with the aerobic process and other pharmaceuticals with microalgae. Due to the use of the activated sludge system for biological refinement in most wastewater refinement plants of Iran and the inability of this system to remove emerging contaminants, except surfactant, lipid regulators, and anti-inflammatory, a national comprehensive research is needed for the removal of aforementioned contaminants by biological processes in future studies.

Keywords: Organic pollutant, Sewage sludge, Biological treatment technologies, Activated sludge.

بررسی پتانسیل فناوری‌های نوین زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب

بهنام عسگری لجایر^{۱*}، ابراهیم مقیسه^۲، محمدرضا فرشچیان^۳
اسماعیلی^۴، محمدعلی عابدپور^۵، نفیسه باقریان آژیری^۵

۱- دانش‌آموخته دکتری گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز. ۲- استادیار پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای. ۳ و ۴- کارشناس گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تبریز. ۵- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم باغبانی، دانشگاه تبریز.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: h-asgari@tabrizu.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۳/۰۸

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۱/۲۹

چکیده

با رشد جمعیت و گسترش مصرف انواع داروها و لوازم آرایشی و بهداشتی و همچنین عدم توانایی سیستم‌های متداول تصفیه فاضلاب در حذف آلاینده‌های نوظهور مانند PCPs، EDCs، ماده فعال سطحی، آفت‌کش‌ها، مواد افزودنی صنعتی، آلاینده‌های آلی دارویی، پساب‌های خروجی در تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل توجهی از آلاینده‌های نوظهور باشند. سازوکار حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب عمدتاً شامل تجزیه زیستی توسط ریزجانداران مانند باکتری‌ها، جلبک‌ها و قارچ‌ها به مولکول‌های کوچک یا آب و دی‌اکسید کربن می‌باشد. فن‌آوری تصفیه زیستی شامل انواع روش‌های متداول و غیرمتداول مختلف مانند لجن فعال، MBR، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، راکتور زیستی گردان، صافی چکنده، نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی، جذب زیستی و تالاب مصنوعی می‌باشد. ویژگی‌های فاضلاب نقش کلیدی در انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی دارد. براساس پژوهش‌های پیشین، بیشترین راندمان حذف EDCs، مسدودکننده بتا و PCPs با MBR، مواد فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی و ضد التهاب‌ها با لجن فعال، آنتی‌بیوتیک‌ها و آفت‌کش‌ها با کربن فعال زیستی، مسکن‌ها با فرآیندهای هوازی و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک‌ها می‌باشد. به دلیل استفاده از سیستم لجن فعال برای تصفیه زیستی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب ایران و عدم توانایی و یا کارایی کمتر این سیستم در حذف آلاینده‌های نوظهور به غیر از مواد فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی و ضد التهاب‌ها، تحقیقات جامع ملی برای بررسی حذف آلاینده‌های مذکور با فرآیندهای زیستی در مطالعات آینده مورد نیاز می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده‌های آلی، فاضلاب شهری، فناوری‌های زیستی، لجن فعال.

بسیاری از آلاینده‌های نوظهور استفاده شده است. بخشی از خصوصیات نظیر مزایا و چالش‌های فناوری‌های مختلف برای حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب در جدول (۱) اشاره شده است. AOPs یا به عبارت دیگر فرآیندهای متکی به تولید رادیکال هیدروکسیل بیان شده است که فرآیندی غیرانتخابی با تولید رادیکال هیدروکسیل در محل با پتانسیل اکسایش ۲/۸ ولت، توانایی تبدیل آلاینده‌های آلی سمی و مقاوم مانند آلاینده‌های نوظهور به ترکیبات نسبتاً بی‌ضرر مانند دی‌اکسید کربن، آب و نمک‌های معدنی می‌باشد (Pang و همکاران، ۲۰۱۱). فرآیندهای AOPs با توجه به روش تولید رادیکال هیدروکسیل به چهار گروه شامل فرآیندهای مبتنی بر تابش ماورای بنفش (UV) و ازن، فرآیندهای مبتنی بر خاصیت کاتالیستی نیمه‌رساناهای فلزی اکسیدی و غیراکسیدی (فوتوکاتالیست)، فرآیندهای مبتنی بر عوامل فنتون و فرآیندهای مبتنی بر تجزیه مستقیم آب با منابع انرژی خارجی مانند تابش‌های فراصوت، گاما و ماکروویو تقسیم‌بندی شده که به صورت شماتیک در شکل (۱) آورده شده است (Lee و Park، ۲۰۱۳).

طبق بررسی به عمل آمده با وجود بررسی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب در نقاط مختلف دنیا، در کشور ما مطالعه‌ی زیادی در ارتباط با حذف این آلاینده‌ها با فناوری‌های نوین زیستی و شیمیایی و مقایسه آن‌ها انجام نشده است. لذا، در این مقاله سعی شد تا تأثیر روش‌های نوین تصفیه زیستی بر حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با اتکا بر پژوهش‌های انجام شده مورد بررسی قرار گیرد.



شکل ۱- طبقه‌بندی فرآیندهای اکسایش پیشرفته برای تصفیه آب و فاضلاب با توجه به روش تولید رادیکال هیدروکسیل (Park و Lee، ۲۰۱۳)

با افزایش روزافزون جمعیت انسانی و با گسترش مصرف انواع داروها، آنتی‌بیوتیک‌ها و لوازم آرایشی و بهداشتی از یک طرف و استفاده از فرایندهای متداول تصفیه زیستی و شیمیایی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و عدم توانایی این فرایندها در حذف آلاینده‌های نوظهور^۱ از سوی دیگر، پساب خروجی در تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل‌توجهی از این آلاینده‌ها باشند (عسگری لجایر و همکاران، ۱۳۹۵). به‌طورکلی، آلاینده‌های نوظهور عمدتاً شامل آلاینده‌های آلی دارویی، محصولات مراقبت شخصی (PCPs)^۲، مواد مختل‌کننده غدد درون‌ریز (EDCs)^۳، مواد فعال سطحی، آفت‌کش‌ها، بازدارنده‌های شعله^۴، مواد افزودنی صنعتی و غیره می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷). این آلاینده‌ها از چند نانوگرم تا چند صد میکروگرم بر لیتر متغیر بوده (Prieto-Rodriguez و همکاران، ۲۰۱۲) و انتشار چنین غلظت‌هایی به محیط‌های آبی مانند رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، آب‌های زیرزمینی و حتی ذخایر آب آشامیدنی، باعث نگرانی‌های علمی و عمومی به دلیل پتانسیل بالای آن‌ها در آسیب زدن به اکوسیستم‌های آبی و سلامت انسان شده است (Belhaj و همکاران، ۲۰۱۵). گزارش شده است تجمع زیست محیطی آلاینده‌های آلی دارویی، PCPs، EDCs باعث اثرات زیان‌بار بر سلامتی انسان و محیط‌زیست مانند اختلالات باروری، افزایش بروز سرطان پستان و پروستات، مقاومت در برابر آنتی‌بیوتیک، تغییر در سیستم ایمنی پستانداران دریایی و غیره می‌باشد (Tijan و همکاران، ۲۰۱۳).

در چند دهه اخیر انواع فناوری‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مختلف برای حذف و یا کاهش باقیمانده آلاینده‌های نوظهور در فاضلاب یا پساب استفاده شده است. به‌طورکلی، از فناوری‌های تصفیه زیستی به‌طور متداول مورد استفاده برای حذف آلاینده‌های نوظهور می‌توان فرآیندهای لجن فعال، بیوراکتور غشایی (MBR)^۵، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، راکتور زیستی گردان (RBR)^۶، صافی چکنده، نیتریفیکاسیون، تصفیه آنزیمی، جذب زیستی و ساخت تالاب مصنوعی و از فناوری‌های تصفیه شیمیایی به فرآیندهای اکسایش پیشرفته (AOPs)^۷ از قبیل روش‌های فنتون، ازن، فوتوفنتون، فوتوکاتالیست، الکتروفنتون، فراصوت (Luo و همکاران، ۲۰۱۴)، پرتوهای یون‌ساز مانند گاما و بیم الکترون می‌توان اشاره نمود (Rivera-Utrilla و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین برخی سیستم‌های ترکیبی برای افزایش حذف

جدول ۱- مزایا و چالش‌های فناوری‌های مختلف در حذف ECs ها از فاضلاب

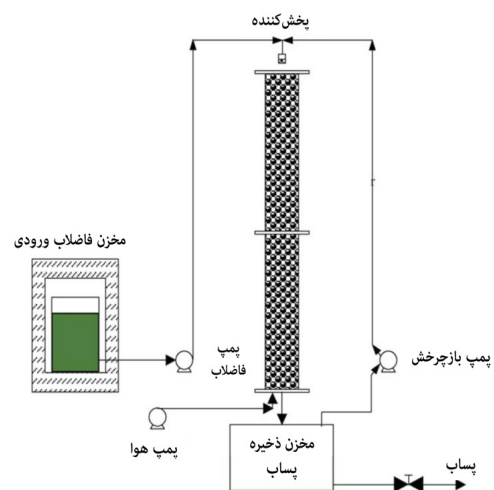
فرآیند تصفیه	مزایا	چالش‌ها	منابع
زیستی متداول			
کربن فعال زیستی	حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب حذف محصولات باقیمانده اکسایش/گندزدایی	هزینه عملیات و تعمیر و نگهداری نسبتاً بالا، مشکل بازیافت و دفع لجن، افزایش تقریباً ۵۰ تا ۶۰ درصدی هزینه با فرآوری لجن	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
راکتور ریزجلبک	بازیابی زیتوده جلبکی و استفاده به‌عنوان کود، پساب با کیفیت بالا و عدم خطر سمیت حاد با آلاینده‌های نوظهور	تغییرات فصلی راندمان حذف عدم تجزیه کافی EDCs	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
لجن فعال	سرمایه و هزینه عملیاتی کمتر نسبت به AOPs دوستدار محیط‌زیست نسبت به کلرزی	راندمان کمتر برای مسدود کننده بتا و مواد دارویی تولید مقادیر زیاد لجن حاوی آلاینده‌های نوظهور غیر مناسب در CODهای بزرگتر از ۴۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر	(Deegan و همکاران، ۲۰۱۱)
زیستی غیرمتداول			
تالاب مصنوعی	مصرف انرژی، هزینه عملیات و تعمیر و نگهداری پایین، کارایی بالا در حذف استروژن، PCPs، آفت‌کش و جانداران بیمارگر	وابستگی فصلی و رسوب شیمیایی نیاز به منطقه وسیع و زمان ماند طولانی	(Töre و همکاران، ۲۰۱۲)
MBR	مؤثر برای حذف مواد مقاوم به تجزیه زیستی و آلاینده‌های نوظهور، از نظر اندازه کوچکتر از تجهیزات دیگر	مصرف انرژی و هزینه هوادهی بالا راندمان پایین در حذف آلاینده‌های دارویی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
شیمیایی			
انعقاد و لخته‌سازی	موثر در حذف برخی ریزآلاینده‌ها	غیرموثر در حذف اکثر ریزآلاینده‌ها تولید لجن زیاد باقی‌ماندن مواد منعقد کننده در فاز آبی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
ازن زنی	تمایل قوی به ECs در حضور H_2O_2 اکسیدکننده انتخابی با خصوصیات گندردایی و استرلیزه کردن مناسب	مصرف زیاد انرژی، تشکیل محصولات فرعی اکسایشی تداخل با جاروکننده‌های رادیکال	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
فنتون و فوتو-فنتون	تجزیه و معدنی شدن آلاینده‌های نوظهور	کاهش رادیکال هیدروکسیل	(Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)
فوتوکاتالیست (TiO_2)	توانایی تجزیه آلاینده‌های آلی مقاوم، سرعت واکنش بالا، بازیافت آسان، قیمت کم و پایداری شیمیایی TiO_2 ، امکان استفاده از نور خورشید به جای پرتو فرابنفش برای برانگیختگی الکترون‌ها	مشکل تصفیه حجم زیادی از فاضلاب و محدودیت جداسازی و استفاده مجدد ذرات فوتوکاتالیست هزینه تهیه لامپ فرابنفش و انرژی الکتریکی	(Prieto- و Rodriguez و همکاران، ۲۰۱۲)
فیزیکی			
میکرو یا الترافیلتراسیون	قابلیت حذف جانداران بیمارگرا	تأثیر نه چندان زیاد در حذف برخی آلاینده‌های نوظهور با اندازه ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ برابر بزرگتر از ریزآلاینده‌ها (اندازه ریزآلاینده‌ها از پیکوگرم تا میکروگرم بر لیتر متغیر می‌باشد)	(Deegan و همکاران، ۲۰۱۱)
نانوفیلتراسیون	کاربردپذیر برای حذف فلزات سنگین مفید برای تصفیه آب شور و فاضلاب شهری	هزینه عملیات بالا نیاز انرژی بالا، رسوب‌گذاری در غشا و مشکلات دفع محدودیت کاربرد در حذف مواد دارویی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
اسمز معکوس	مفید برای تصفیه آب شور و فاضلاب شهری توانایی حذف EDCs، PCPs و مواد دارویی	نیاز انرژی بالا، رسوب‌گذاری در غشا و مشکلات دفع طبیعت خورنده آب نهایی و حذف پایین مواد دارویی	(Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)

فناوری‌های حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب‌ها

در مورد فناوری‌های حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب‌ها می‌توان بیان نمود که سازوکار حذف توسط این فناوری‌ها عمدتاً توسط تجزیه زیستی است به‌طوری‌که آلاینده‌های نوظهور با وزن مولکولی زیاد توسط ریزجانداران مانند باکتری‌ها، جلبک‌ها، قارچ‌ها و غیره به مولکول‌های کوچک تجزیه و یا حتی به مولکول‌های ساده معدنی مانند آب و دی‌اکسید کربن تبدیل می‌شود (Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴). این فناوری‌ها به فرایندهای متداول و غیرمتداول تقسیم‌بندی و ویژگی‌های فاضلاب نقش کلیدی در انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی دارد (Deegan و همکاران، ۲۰۱۱). ظرفیت حذف یا تجزیه آلاینده‌های نوظهور به پایداری زیستی یا شیمیایی، نوع فناوری تصفیه استفاده شده، شرایط عمیات و نوع آلاینده هدف بستگی دارد (Barceló و همکاران، ۲۰۰۸). در ادامه به بخشی از فناوری تصفیه زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور برای آشنایی اشاره می‌شود.

۱- صافی چکنده زیستی

صافی‌های چکنده زیستی (شکل ۲) یکی از فرایندهای متداول تصفیه زیستی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب با بستر ثابت بیوفیلیم بوده که برای کاهش میزان نیاز بیوشیمیایی و شیمیایی اکسیژن (BOD^0 و COD^0)، رفع آلودگی ریزجانداران بیمارگر، کنترل آلودگی بو و غیره فاضلاب استفاده شده ولی در مورد تأثیر آن‌ها بر حذف آلاینده‌های نوظهور تحقیقات زیادی انجام نشده است (Naz و همکاران، ۲۰۱۵).



شکل ۲- تصویر شماتیک صافی چکنده زیستی برای تصفیه فاضلاب (Kornaros و Lyberatos، ۲۰۰۶)

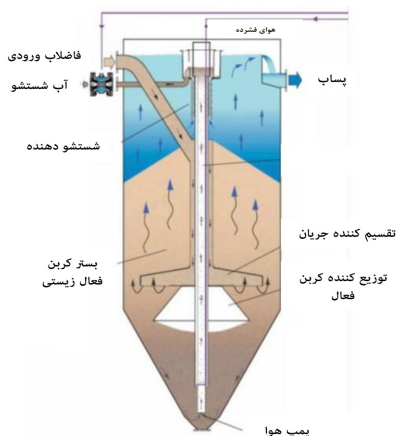
به‌طورکلی، این فرآیند تصفیه زیستی قابلیت استفاده به تنهایی یا در ترکیب با دیگر فرایندهای تصفیه از قبیل لجن فعال را

داشته و گزارش شده است توانایی حذف تقریباً کامل تا عدم حذف برخی مواد دارویی در فاضلاب‌های مختلف را دارند (Lin و همکاران، ۲۰۰۹). Kasprzyk-Hordern و همکاران (۲۰۰۹) با بررسی ۵۵ دارو، EDCs، PCPs و داروهای غیرمجاز در طول تصفیه فاضلاب با صافی چکنده و لجن فعال از جنوب ولز و انگلیس در طول ۵ ماه گزارش نمودند که کارایی لجن فعال در حذف ریزآلاینده‌های آلی بسیار بیشتر از صافی‌های چکنده بود؛ به‌طوری‌که در اکثر ریزآلاینده‌های آلی مورد بررسی، استفاده از لجن فعال و صافی چکنده به‌ترتیب منجر به راندمان حذف بیش از ۸۵ و کمتر از ۷۰ درصد شد. لذا، توسعه یا اصلاح فرآیند چکنده‌های زیستی موجود برای رسیدن به راندمان حذف بالاتر در مورد اکثر آلاینده‌های نوظهور مورد نیاز است.

۲- نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی زیستی

نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی فرایندهای زیستی به‌ترتیب اکسایش آمونیم به نیتريت و نیترات و کاهش نیترات یا نیتريت به گاز نیتروژن بوده، به‌طوری‌که این فرایندها به‌ترتیب در شرایط هوازی (در حضور مولکول‌های اکسیژن) و بی‌هوازی (در غیاب مولکول‌های اکسیژن و در حضور نیترات) انجام می‌گیرد (شکل ۳) (Silva و همکاران، ۲۰۱۳). در مورد تأثیر فرایندهای مذکور در حذف آلاینده‌های نوظهور نتایج ضد و نقیضی گزارش شده است. Phan و همکاران (۲۰۱۴) بیان نمودند که این نوع فرایندها اغلب همراه با MBR برای تصفیه فاضلاب استفاده شده، لذا حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با استفاده از تلفیقی از نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی با MBR را بررسی نمودند. آنان گزارش نمودند که حذف EDCs‌ها از قبیل استرون^{۱۲} (E1)، ۱۷آلفا-ایتیلسترادیول^{۱۳} (EE2)، ۱۷بتا-استرادیول^{۱۴} (E2)، استریول^{۱۵} (E3)، بیسفنول-A^{۱۶}، ۴-ترت-بوتیل‌فنول^{۱۷} و ۴-ترت-اکتیل‌فنول^{۱۸} و PCPs‌ها از قبیل بنزوفنون^{۱۹}، گالاکسولید^{۲۰}، اکسی بنزن^{۲۱}، اسید سالسیلیک و تونالید^{۲۲} توسط نیترات‌زدایی به میزان ۸۲ تا ۱۰۰ درصد در غلظت میکروگرم بر لیتر فاضلاب ورودی مشاهده شد. راندمان حذف آفت‌کش‌ها از قبیل آترازین^{۲۳} و فنوپروب^{۲۴} پایین (۸ تا ۳۲ درصد)، ولی تری‌کلوزان^{۲۵} و پنتاکلروفنل^{۲۶} بالا (۸۸ تا ۹۸ درصد)، مواد دارویی از قبیل ایبوپروفن^{۲۷}، مترونیدازول^{۲۸} و کتوفناک^{۲۹} بالا (۸۲ تا ۹۷ درصد) و کاربامازپین^{۳۰}، دیکلوفناک^{۳۱}، کلوفیبریک اسید^{۳۲}، گمپروزیل^{۳۳}، اریترومايسين^{۳۴} و روکسیترومايسين^{۳۵} توسط فرآیند دنیتریفیکاسیون پایین بود. در مورد برخی دیگر از EDCs‌ها و مواد دارویی حذف توسط فرآیند نیترات‌زدایی چندان رضایت‌بخش نبود. از طرفی فرآیند نیترات‌سازی در حذف برخی آلاینده‌های نوظهور از قبیل E2، E1 و EE2، گالاکسولید، تونالید، ایبوپروفن، ناپروکسن^{۳۶}، اریترومايسين و روکسیترومايسين موثر یافت شد. به‌طورکلی، حذف ترکیبات مختلف در طول فرآیند نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی به‌ترتیب EDCs < PCPs < مواد دارویی و EDCs < PCPs < آفت‌کش‌ها مواد دارویی می‌باشد.

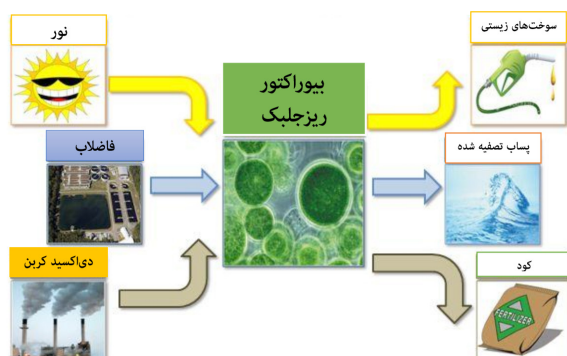
این فرآیند در حذف برخی EDCs و PCPs پایین بوده کاربرد آن‌ها در تلفیق با دیگر فرآیندهای تصفیه پیشنهاد شده است.



شکل ۴- تصویر شماتیک کربن فعال زیستی برای تصفیه فاضلاب
(<https://www.iswa.uni-stuttgart.de>)

۴- بیوراکتورهای ریزجلبک و قارچ

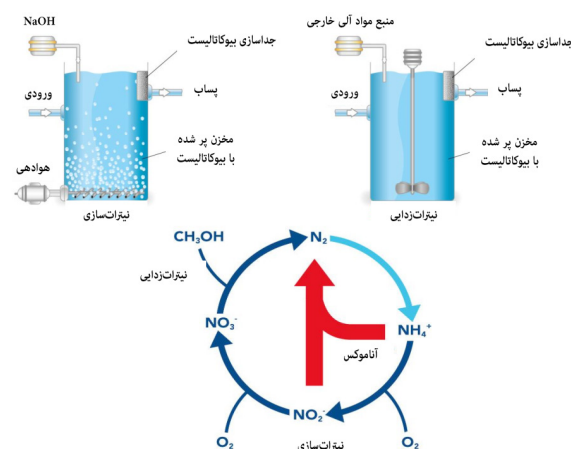
تصفیه زیستی فاضلاب توسط ریزجانداران (باکتری‌ها، جلبک‌ها و قارچ‌ها) توانایی کاهش آلودگی اکوسیستم‌های طبیعی به صورت مقرون به صرفه و پایدار را دارد (شکل ۵).



شکل ۵- تصویر شماتیک بیوراکتور ریزجلبک برای تصفیه فاضلاب و محصولات فرعی تولیدی (<http://algae.illinois.edu>)

در تحقیقات زیادی مؤثر بودن ریزجانداران برای حذف آلاینده‌های نوظهور با سازوکار تجزیه زیستی و تولید برخی آنزیم‌ها ثابت شده است (Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴؛ Matamoros و همکاران، ۲۰۱۶). Cajthaml و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند برخی از قارچ‌ها با تولید آنزیم‌های برون سلولی در تجزیه آلاینده‌های نوظهور حتی با حلالیت کم در آب بسیار مناسب می‌باشند. در مورد ریزجلبک‌ها که اساس فناوری‌های تصفیه فاضلاب از قبیل برکه‌های تثبیت بوده به دلایل امکان بازیابی منابع زیستوده جلبکی و استفاده به عنوان کود، تولید مواد خوراکی

همچنین در مقایسه این دو فرآیند برای حذف آلاینده‌های نوظهور بهتر بودن فرآیند نیترات‌زدایی نسبت به نیترات‌سازی ثابت شده است. اگرچه هر دو فرآیند، راندمان حذف پایین برای دامنه وسیعی از آلاینده‌های نوظهور دارا بوده لذا برای افزایش راندمان حذف آن‌ها تلفیق با MBR و یا دیگر فرآیندها پیشنهاد شده است.



شکل ۳- تصویر شماتیک نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی (<http://www.lentikats.eu>) و سازوکار فرآیندهای مذکور برای تصفیه فاضلاب (<http://www.ingenieros.es>)

۳- کربن فعال زیستی

تجمع ریزجانداران در شرایط تغذیه و دمای مناسب در سطح کربن فعال، تولید کربن فعال زیستی^{۳۷} (BAC) نموده که در این مورد استفاده از شکل گرانوله کربن فعال برای تولید نوع زیستی آن و به عنوان حاملی دارای نقش جذب سطحی و تجزیه زیستی هم‌زمان ترجیح داده شده است (شکل ۴) (Gerrity و همکاران، ۲۰۱۱). سازوکار BAC برای تصفیه زیستی شامل تداخل ذرات گرانوله کربن فعال، ریزجانداران، آلاینده‌ها و اکسیژن محلول بوده که این فرآیند بعد از ازن‌زنی برای حذف آلاینده‌ها استفاده می‌شود و توانایی حذف هم‌زمان نیتروژن و کربن آلی را به طور مؤثر دارد (Kalkan و همکاران، ۲۰۱۱). Gerrity و همکاران (۲۰۱۱) با کاربرد تلفیقی فیلتراسیون، ازن‌زنی و BAC در حذف آلاینده‌های نوظهور در سطح نانوگرم بر لیتر گزارش نمودند که BAC در حذف آفت‌کش‌ها (از قبیل آترازین و تریکلوزان)، مسدودکننده بتا (مانند اتندول) و داروهای مسکن‌ها، آنتی‌بیوتیک‌ها، تنظیم کننده چربی و ضد افسردگی وقتی که فرآیند ازن‌زنی قبل از BAC انجام شده، بسیار مؤثر می‌باشد. همچنین این فرآیند در حذف برخی EDCs از قبیل E3، بیسفنول-A و اکتیل فنول راندمان پایین (۴۲ تا ۸۳ درصد) ولی E1 راندمان بالا در حدود ۹۹ درصد دارد. به طور کلی کارایی BAC در حذف آلاینده‌های نوظهور به صورت آفت‌کش‌ها، مسدودکننده بتا، مواد دارویی، EDCs < PCPs شده بنابراین از آنجایی که کارایی

غنی از پروتئین یا سوخت‌های زیستی و پساب با کیفیت بالا توجه بیشتری را به خود جلب نموده است. در برکه‌های تثبیت که به شکل حوضچه‌های کم‌عمق و عریض بوده ریزجلبک‌ها و باکتری‌ها به صورت همزیست رشد می‌کنند، به طوری که باکتری‌های هتروتروف با مصرف اکسیژن تولید شده توسط ریزجلبک‌ها (عدم نیاز فرآیند به هوا) مسئول تجزیه مواد آلی می‌باشند (Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵). خلاصه نتایج برخی مطالعات موجود بر کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور در فاضلاب با برکه‌های تثبیت، ریزجلبک‌ها و قارچ‌ها به صورت خلاصه در جدول (۲) ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود ریزجلبک‌ها، قارچ‌ها و برکه‌های تثبیت برای حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های نوظهور مؤثر بوده و در بسیاری از موارد مانند مسدود کننده‌های بتا (اتندول، پروپرانالول^{۴۱} و سوتالول^{۴۲})، داروهای ضد سرطان و زخم معده (سایمتیدین^{۴۱}، فاموتیدین^{۴۲}، رانیتیدین^{۴۳}، آسیریدین^{۴۴}

و سیتالوپرام^{۴۵})، ضدالتهاب‌ها و ضدباکتری‌ها (آزیترومایسین^{۴۶}، اریترومایسین، سولفاتازول^{۴۷}، سولفاپیریدین^{۴۸} و سولفامتازین^{۴۹}) توسط بیوراکتورهای قارچی تا ۱۰۰ درصد حذف شد. یا EDCs ها از قبیل E1، E2 و EE2 بیش از ۹۵ درصد در سطح غلظت ۱ میکروگرم بر لیتر توسط سیستم برکه‌های تثبیت جلبکی حذف شد. همچنین ریزجلبک‌ها توانایی حذف موثر انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور شامل EDCs، PCPs و داروها (مانند مسکن‌ها، ضدالتهاب‌ها و غیره) در غلظت ۹ تا ۲۴ میکروگرم بر لیتر را داشته ولی در مورد حذف آفت‌کش‌ها کارایی کمتری نشان دادند. مقایسه روش‌های برکه‌های تثبیت، ریزجلبک‌ها و قارچ‌ها در حذف آلاینده‌های نوظهور با توجه به جدول (۲) نشان‌دهنده کارایی حذف بهتر ریزجلبک‌ها برای پساب‌های با غلظت‌های بالای آلاینده‌های نوظهور بوده و به منظور بهبود راندمان حذف آفت‌کش‌ها تلفیق آن‌ها با دیگر فرآیندها مانند کربن فعال زیستی پیشنهاد می‌شود.

جدول ۲- کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب توسط فرآیندهای مختلف زیستی

نوع ترکیب	زیرگروه/کلاس	برکه تثبیت (جلبک)		قارچ	ریزجلبک	مرجع
		درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)		
EDCs	E1، E2، EE2	۹۵ (۱)	-	-	Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)	
-	بیسفنول-A و اکتیل فنول	-	-	به ترتیب ۸۵ و ۹۳ (۰-۲۴)	Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)	
ضدحریق	تری (۲-کلرواتیل فسفات)	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۶۳ (۰-۲۴)	-	
-	تری بوتیل فسفات	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۸۹ (۰-۲۴)	-	
آفت کش ها	آترازین، بنزوتیازول، D-۲،۴ و OH- بنزوتیازول	-	-	به ترتیب ۸۵، ۷۸، ۳۲ و ۸۲ (۰-۲۴)	-	
-	دیازینون	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۶۳ (۰-۲۴)	-	
-	تریبوترین	۲۰-۹۴ (۰/۰۲-۱/۲۵)	-	-	Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)	
-	تریکلوزان	۷۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۹۵ (۰-۲۴)	-	
مسدودکننده بتا	اتندول، سوتالول	-	۱۰۰ (۰/۰۱ - ۰/۲۱)	-	Rodríguez-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۲)	
-	پروپرانولول	-	۱۰۰ (۰/۰۴ - ۸۴/۷۱)	-	-	
PCPs	کاشمران	۸۵ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	-	Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)	
-	سلوستولید و گالاکسولید	به ترتیب ۵۵ و ۷۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	به ترتیب ۵۳ و ۹۷ (۰-۲۴)	Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)	
-	هیدروسینامیک اسید، متیل دهیدرو جاسمونات، متیل بارابن، اکسی بنزن، تونالید	-	-	به ترتیب ۹۹، ۹۹، ۷۵، ۹۹ (۰-۲۴)	-	

ادامه جدول ۲- کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب توسط فرآیندهای مختلف زیستی

نوع ترکیب	زیرگروه/کلاس	برکه تثبیت (جلبک)			مرجع
		درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	
مواد دارویی					
مسکن‌ها	کاربامازپین	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۳۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۶۲ (۰-۲۴)	-
-	کدئین	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	-
-	دیکلوفناک و ناپروکسن	به‌ترتیب ۷۵ و ۸۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	به‌ترتیب ۴۵ و ۶۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	به‌ترتیب ۹۲ و ۸۹ (۰-۲۴)	-
-	ایبوپروفن	۵۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۹۲ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۹۹ (۰-۹)	-
-	فنازن	-	۴۵ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	Cruz-Morató و همکاران، (۲۰۱۳)
زخم معده	سایمتدین، فاموتیدین، رانییتیدین	-	۱۰۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	Rodríguez و همکاران، (۲۰۱۲)
ضد اضطراب	دیازپام	-	۲۶ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
ضددیابت	گلی بن کلامید	-	۱۰۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
NSAIDs	کتوپروفن	۹۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۵۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۹۵ (۰-۲۴)	Matamoros و همکاران، (۲۰۱۵)
-	ایندومتاسین و مفنامیک اسید	-	به‌ترتیب ۴۱ و ۶۲ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	Rodríguez و همکاران، (۲۰۱۲)
تنظیم کننده چربی	آتورواستاتین، بزافیرات و گمیفیبروزیل	-	به‌ترتیب ۴۵، ۵۰ و ۴۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
ادراآرآور	هیدروکلروتیازید	-	۸۳ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
آنتی‌بیوتیک	آزیترومایسین، سیپروفلاکسین، اریترومایسین	-	به‌ترتیب ۱۰۰، ۳۵ و ۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	Cruz-Morató و همکاران، (۲۰۱۳)
-	سولفات‌تiazول	۳۶ (۲۰۰)	۸۶ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
-	سولفاپیریدین و سولفامتازین	به‌ترتیب ۴۵ و ۱۵ (۲۰۰)	به‌ترتیب ۱۰۰ و ۹۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	Garcia-Rodríguez و همکاران، (۲۰۱۴)
-	سولفامتاکسازول و تتراسایکلین	به‌ترتیب ۲۰ و ۸۹ (۲۰۰)	-	-	-
ضد التهاب	استامینوفن	-	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	۹۹ (۰-۹)	Matamoros و همکاران، (۲۰۱۵)
محرک‌ها	بوتال‌بیتال	-	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	Garcia-Rodríguez و همکاران، (۲۰۱۴)
-	کافئین	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۹۸ (۰-۹)	-

۵- فرآیند لجن فعال^{۵۰}

لجن فعال فرآیندی زیستی هوازی تصفیه فاضلاب بوده که با استفاده از ریز جانداران مانند باکتری‌ها و پروتوزوآ همراه با تأمین اکسیژن (هوادهی) برای تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی به کار می‌رود (شکل ۶) (Knepper و Buttiglieri, ۲۰۰۸). Liu و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که در میان فرآیندهای متداول تصفیه فاضلاب، لجن فعال گسترده‌ترین فرآیند تصفیه استفاده شده در سراسر جهان برای حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب بوده؛ به طوری که فرآیند مذکور سرمایه‌گذاری پایین‌تر از فرآیندهای AOPs نیاز داشته و نسبت به روش‌های متداول مانند کلرزنی دوستدار محیط‌زیست می‌باشد. در مطالعات مختلف حذف انواع آلاینده‌های نوظهور مانند PCPs, EDCs، مواد فعال سطحی، مسدودکننده بتا، مواد دارویی و غیره توسط فرآیند لجن فعال بررسی شده است. Knepper و Buttiglieri (۲۰۰۸) حذف و زیست تخریب پذیری برخی مواد فعال سطحی مانند آلکیل بنزن سولفات^{۵۱}، آلکیل اتر سولفات^{۵۲}، آلکیل سولفات، نونیل فنل اتوکسیلات^{۵۳}، پلی اتیلن گلیکول^{۵۴}، مونوکرپوکسیلات پلی اتیلن گلیکول^{۵۵}، آلکیل گلوکامید^{۵۶}، آلکیل پلی گلیکوزید^{۵۷} و کوکونات دای تانولامید^{۵۸} را با سیستم لجن فعال بررسی و گزارش نمودند که سیستم مذکور همه مواد فعال سطحی اشاره شده را با موفقیت با راندمان بین ۹۰ تا ۱۰۰ درصد در غلظت‌های چندین میلی گرم بر لیتر حذف می‌نماید. به طوری که راندمان بالای حذف مواد فعال سطحی به قابلیت جذب بر روی ریزجانداران و طبیعت تجزیه‌پذیری آن‌ها نسبت داده شده است. فرآیند لجن فعال در حذف EDCs های زیادی در دامنه ۷۵ تا ۱۰۰ درصد مؤثر می‌باشد و برخی EDCs ها مانند آندروستندیون^{۵۹}، آندرواستیون^{۶۰}، EE2، E2، استرادیول، α -OHE1، 2-OHE1 (Liu و همکاران، ۲۰۰۹)، کومسترو^{۶۱}، E1 و بیسفنول-A (Miege و همکاران، ۲۰۰۹) با قابلیت راندمان حذف ۱۰۰ درصدی از فاضلاب‌های شهری دارند. Liu و همکاران (۲۰۰۹) و Miege و همکاران (۲۰۰۹) ساختار، میل ترکیبی، اتصال نسبی، زیست تخریب‌پذیری آلاینده‌های مذکور و شرایط زیست‌محیطی مانند اکسیژن محلول و غیره را ویژگی بارزی در حذف آن‌ها دانستند به طوری که حذف آن‌ها در شرایط هوازی بیشتر از بی‌هوازی می‌باشد. همچنین لجن فعال در حذف بسیاری از PCPs ها در دامنه ۷۸ تا ۹۰ درصد مناسب بوده، اگرچه ترکیبات کاشمران^{۶۲}، سلسولید^{۶۳} و D-۴۰۲ به دلیل جذب و تجزیه زیستی کمتر، راندمان حذف پایین‌تر از ۶۰ درصد داشت. علف‌کش‌ها (مانند آترازین، دیوران و تریکلوزان)، مسدودکننده‌های بتا (مترولول، اتندول و متروپولول) و بسیاری از مواد دارویی قطبی به دلیل جذب روی ذرات معلق نسبت به تجزیه زیستی و حضور در لجن به دلیل رسوب‌گذاری

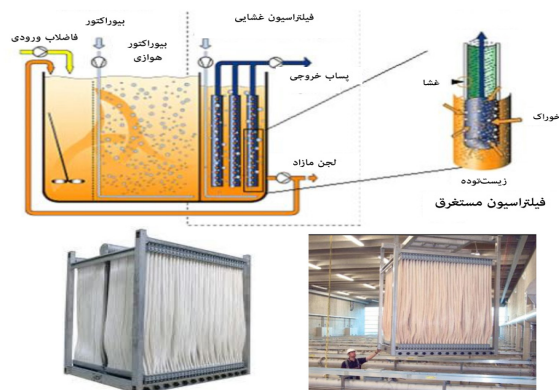
در فرآیند ته‌نشینی اولیه و ثانویه، متابولیته نشدن به عنوان منبع کربن توسط ریزجانداران و حتی ممانعت از فعالیت آن‌ها، حذف بهتر توسط لجن فعال امکان‌پذیر نبوده اگرچه برخی مواد دارویی مانند داروهای محرک (کافئین، نیکوتین و پاراکسانتین) و متابولیت‌ها (کاربامازپین OH-۱۰، کاربامازپین OH-۳، کاربامازپین OH-۲ و کاربامازپین DIOH-) به صورت مطلوب (۹۵ تا ۹۹/۹ درصد) با جذب بر روی ذرات جامد حذف شدند. به طور کلی راندمان فرآیند لجن فعال مطابق مواد فعال سطحی < EDCs < PCPs < آفت‌کش‌ها < مواد دارویی < مسدودکننده بتا بود. اگرچه دانش بشری در مورد سازوکار تجزیه آلاینده‌های نوظهور با لجن فعال کامل نبوده و احتمال تولید برخی متابولیت‌های سمی‌تر از مواد مادری وجود داشته که باید به دقت مورد بررسی قرار گیرد. Knepper و Buttiglieri (۲۰۰۸) برای بهبود حذف برخی آلاینده‌های مذکور ادغام فرآیند لجن فعال را با ازن‌زنی و MBR پیشنهاد نمودند.



شکل ۶- تصویر شماتیک طرح کلی واحدهای سیستم لجن فعال برای تصفیه فاضلاب (<https://www.sswm.info>)

۶- بیوراکتور غشایی (MBR)

فناوری ترکیبی از فرآیند لجن فعال و جداسازی غشایی بوده که با کاربرد آن‌ها نیاز به فرآیندهای ته‌نشینی و گندزدایی مورد استفاده در شیوه‌های مرسوم لجن فعال از بین می‌رود (شکل ۷) (Golbabaie Kootenaei و همکاران، ۲۰۱۲). Ahmed و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند فناوری MBR برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی و شهری به دلیل حذف مؤثر انواع آلاینده‌های نوظهور مقاوم در فرآیندهای لجن فعال، ساخت تالاب مصنوعی و غیره و در نتیجه کیفیت بالای پساب تولیدی مورد استفاده قرار می‌گیرد. Luo و همکاران (۲۰۱۴) در شرح علت حذف بهتر آلاینده‌های نوظهور با MBR گزارش نمودند که به دلیل ماند لجن در سطح غشا، تجزیه زیستی و ماند فیزیکی مولکول‌های بزرگتر از وزن مولکولی غشا، تحریک و حذف این



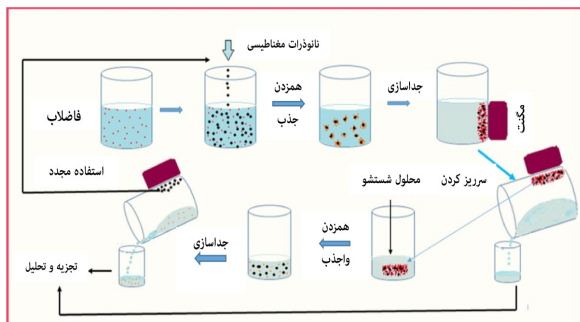
شکل ۷- تصویر شماتیک سیستم بیوراکتور غشایی برای تصفیه فاضلاب (Harrison و همکاران، ۲۰۱۶)

۷- ساخت تالاب مصنوعی

استفاده از تالاب مصنوعی یکی از روش‌های شناخته شده تصفیه زیستی فاضلاب‌های شهری، صنعتی، کشاورزی، سیلاب‌ها، آب‌های سطحی آلوده و دریاچه‌ها بوده که پساب خروجی آن می‌تواند بدون مشکل وارد محیط زیست شده یا در کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد (شکل ۸) (سالاری و همکاران، ۱۳۹۱). این تالاب‌ها برای تصفیه فاضلاب از ترکیب فرآیندهای زیستی (تجزیه)، فیزیکی-شیمیایی (جذب) و شیمیایی (اکسایش) میان گیاهان و بستر (مانند محیط‌های متخلخل خنثی از قبیل خاک، شن، سنگ، گراول و غیره) استفاده کرده است (Töre و همکاران، ۲۰۱۲). ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی بستر مانند توزیع اندازه ذرات، ضریب نفوذپذیری، درجه نامنظمی، فضاهای درون شبکه‌ای و غیره نقش مهمی در کارایی این روش تصفیه دارند. این تالاب‌ها برحسب نحوه جریان فاضلاب در آن‌ها به سه گروه سیستم تالاب مصنوعی با جریان افقی^{۹۸} (HFCW)، جریان عمودی^{۹۹} (VFCW)، جریان زیرسطحی/سطحی^{۱۰۰} (SFCW) طبقه‌بندی می‌شود (Vymazal، ۲۰۱۱). راندمان حذف EDCs با تالاب‌های مختلف ساخته شده توسط محققان زیادی بررسی شده است. Töre و همکاران (۲۰۱۲) گزارش نمودند EDCها از قبیل EE2، E1، E2، استروژن‌های استروئید، بیسفنول-A، دی‌اتیل فتالات^{۱۰۱} و دی‌ان-بوتیل فتالات^{۱۰۲} با موفقیت در دامنه ۷۵ تا ۱۰۰ درصد با تالاب‌های مصنوعی ساخته شده حذف می‌شود. Matamoros و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان نمودند روش تجزیه زیستی تالاب، ظرفیت حذف بهتری برای مواد دارویی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها، مسکن‌ها و غیره داشته، به‌طوری‌که برخی مسکن‌ها مانند دیکلوفناک، ناپروکسن و ایبوپروفن حتی با راندمان ۱۰۰ درصدی حذف شده و روند سیستم‌های مختلف تالاب‌ها در حذف آن‌ها مطابق VFCW < HFCW < SFCW بود. Matamoros و Bayona (۲۰۰۸) در شرح کارایی حذف انواع تالاب‌های مصنوعی

آلاینده‌ها افزایش می‌یابد. آن‌ها همچنین در مورد عوامل مؤثر بر حذف آلاینده‌های نوظهور در سیستم MBR بیان نمودند که سن لجن، غلظت، وجود قسمت‌های بی‌هوازی و انوکسیک، دمای عملیات، pH، هدایت الکتریکی و غیره از عوامل مؤثر می‌باشد. Wijekoon و همکاران (۲۰۱۳) بیان نمودند که حذف آلاینده‌های نوظهور در MBR با سازوکارهای جذب و تجزیه زیستی اتفاق افتاده به‌طوری‌که سازوکار جذب در $\log K_{OW}$ بزرگتر از ۳/۲ (نسبت غلظت ترکیبات شیمیایی غیریونیزه در مخلوطی از دو فاز امتزاج شده یعنی آب و یک ماده آب‌گریز مانند اکتانول و نشان دهنده میزان آب‌گریزی ترکیب) غالب می‌باشد. همچنین کارایی فرآیند MBR در مقایسه با لجن فعال متداول برای حذف EDCs ها از فاضلاب بیشتر بوده به‌طوری‌که ترکیبات آندروستندین^{۱۰۳}، آندروسترون^{۱۰۴}، E1، اکتیل فنول، فنول، نونیل فنول، تستسترون (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴)، E2، EE2، E3، ۱۷-بتا-استرادیول-۱۷-استات، بیسفنول-A، ۴-ترت-بوتیل فنول، ۴-ترت-اکتیل فنول (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، دهیدروتستسترون (Trinh و همکاران، ۲۰۱۲) از ۹۲ تا ۱۰۰ درصد در غلظت‌های نسبتاً بالا بین ۰/۸۲ تا ۵ میکروگرم بر لیتر در ترکیبات مختلف وجود دارد. همچنین MBR در حذف بسیاری از PCPs ها مانند اسید سالیسیلیک و پروپیل پارابن^{۱۰۵} در حد ۱۰۰ درصد، مسدودکننده بتا مانند متروپلولول، سوتالول، سالبوتامول، پروپانولول در دامنه ۷۰ تا ۸۰ و اتندول در حد ۹۷ درصد، آفت‌کش‌ها (تریکلوزان)، مواد دارویی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها (آزیترومایسین، اریتروماستین، کلاریترومایسین^{۱۰۶}، اوفلوکساسین^{۱۰۷} و سولفامتاکسازول) (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲)، مسکن‌ها [کاربامازپین، ایبوپروفن، پرمیدون^{۱۰۸} (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، سیتالوپرام^{۱۰۹}، لورازپان^{۱۱۰}، مترونیدازول و ترازودون^{۱۱۱} (Llorens-Blanch و همکاران، ۲۰۱۵)]، ضد التهاب‌ها (استامینوفن) (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲) و محرک‌ها (کافئین) (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴) در دامنه ۷۵ تا ۹۹ درصد مؤثر بود. اگرچه حذف برخی آفت‌کش‌ها [مانند آترازین، فنوپروپ، پنتاکلروفنل (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، دیکامبا^{۱۱۲} و D-۴، ۲ (Tong و Ghoshdastidar، ۲۰۱۳)] و برخی مواد دارویی مانند مسدودکننده بتا مانند نادولول^{۱۱۳} (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲)، داروهای ضد پلاکت (پاراساتامول)، آنتی‌بیوتیک (تری متوپریم^{۱۱۴})، تنظیم کننده چربی (گمیفیپروزیل^{۱۱۵})، ضد تشنج (کتوپروفن^{۱۱۶}) (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴) و غیره رضایت‌بخش نبود. به‌طور خلاصه، نتایج بررسی‌ها نشان‌دهنده حذف بهتر مواد دارویی در سیستم MBR و مطابق روند مسکن < آنتی‌بیوتیک < ضد التهاب و محرک‌ها < دیگر مواد دارویی و در مورد انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور روند کلی حذف مطابق EDCs < PCPs < بتا لاکر < مواد دارویی < آفت‌کش می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).

زنده راندمان بالاتری نسبت به نوع غیرفعال آن دارد. در تحقیقی دیگر زیست جذب آلاینده‌های نوظهور از قبیل EE2، بیسفنول A- و تریکلوزان توسط Banihashemi و Droste (۲۰۱۴) مطالعه و گزارش شد غلظت آلاینده‌های نوظهور مورد آزمایش در هر دو فاز محلول و جامد مطابق تریکلوزان <EE2> بیسفنول A کاهش داشته ولی کاهش در فاز محلول نسبت به جامد سرعت بیشتری داشت.

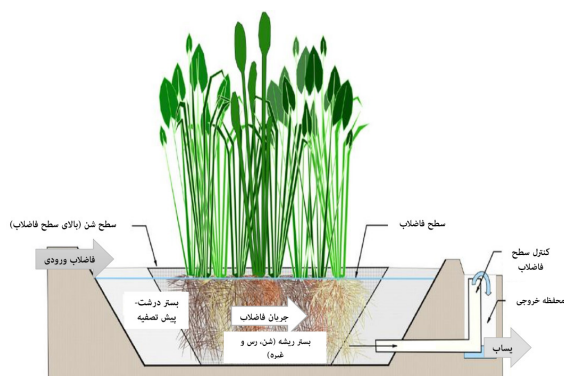


شکل ۹- تصویر شماتیک فرآیند جذب آلاینده‌ها توسط جاذب نانوذرات برای تصفیه فاضلاب (Kefeni و همکاران، ۲۰۱۷)

۹- هضم هوازی و بی‌هوازی لجن

در فرآیند تصفیه فاضلاب اغلب آلاینده‌های نوظهور در صورت عدم تجزیه با جذب در مواد جامد معلق و از طریق رسوب‌گذاری در فرآیند ته‌نشینی اولیه و ثانویه در لجن یافت می‌شود (Stasinakis و همکاران، ۲۰۱۳). هضم هوازی و بی‌هوازی لجن از روش‌های متداول تثبیت لجن، در کاهش انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور مؤثر بوده؛ به‌طوری‌که، ریزجانداران موجود در لجن با مصرف آلاینده‌های مذکور، آنها را معدنی و به دی‌اکسید کربن تبدیل می‌نمایند (Chang و همکاران، ۲۰۰۵)؛ ولی در صورت عدم تجزیه کافی آلاینده‌های نوظهور موجود در لجن، استفاده از آنها می‌تواند بالقوه برای محصولات کشاورزی، انسان و دام خطرناک بوده و باید قبل از استفاده‌های کشاورزی یا دفع در محیط زیست آلودگی‌زدایی شوند (Stasinakis، ۲۰۱۲). تجزیه آلاینده‌های نوظهور در لجن به عوامل مختلفی مانند زمان ماند لجن، دما، جمعیت ریزجانداران، زیست فراهمی ترکیبات و شرایط کومتابولیک بستگی دارد (Yu و همکاران، ۲۰۰۹). Samaras و همکاران (۲۰۱۳) با بررسی حذف انواع مختلف EDCs توسط فرآیند هضم بی‌هوازی لجن نشان دادند که EDCs مورد مطالعه راندمان حذف در دامنه ۶۰ تا ۱۰۰ درصدی داشتند. Ahmed و همکاران (۲۰۱۷) گزارش نمودند که برخی PCPs ها و مسدود کننده بتا امکان حذف توسط هاضم‌های هوازی و بی‌هوازی را داشته اما به دلیل طبیعت این مواد، تجزیه کند بوده و رضایت‌بخش نمی‌باشد. آنها همچنین بیان نمودند که مواد دارویی و EDCs به‌ترتیب توسط هاضم‌های هوازی و بی‌هوازی بهتر حذف شد.

برای آلاینده‌های نوظهور بیان نمودند که راندمان حذف انواع EDCs ها مطابق EDCs (تالاب ساخته شده) < آفت‌کش‌ها (HFCW) < PCPs (SFCW < VFCW < HFCW) < مواد دارویی (VFCW < SFCW < HFCW) می‌باشد. فناوری ساخت تالاب مصنوعی توانایی کاربرد موفقیت‌آمیز برای پالایش انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور برای جوامع کوچک را داشته ولی در جوامع بزرگ مانند کلان‌شهرها با محدودیت کمبود فضا روبه‌رو است. اگرچه در آینده امکان گسترش استفاده از این فناوری به دلیل هزینه‌های بالا سایر فناوری مانند MBR، الترافیلتراسیون، فرآیندهای اکسایش و غیره یا عدم رضایت‌بخشی از راندمان حذف انواع آلاینده‌های نوظهور با استفاده از فناوری‌های موجود وجود دارد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).



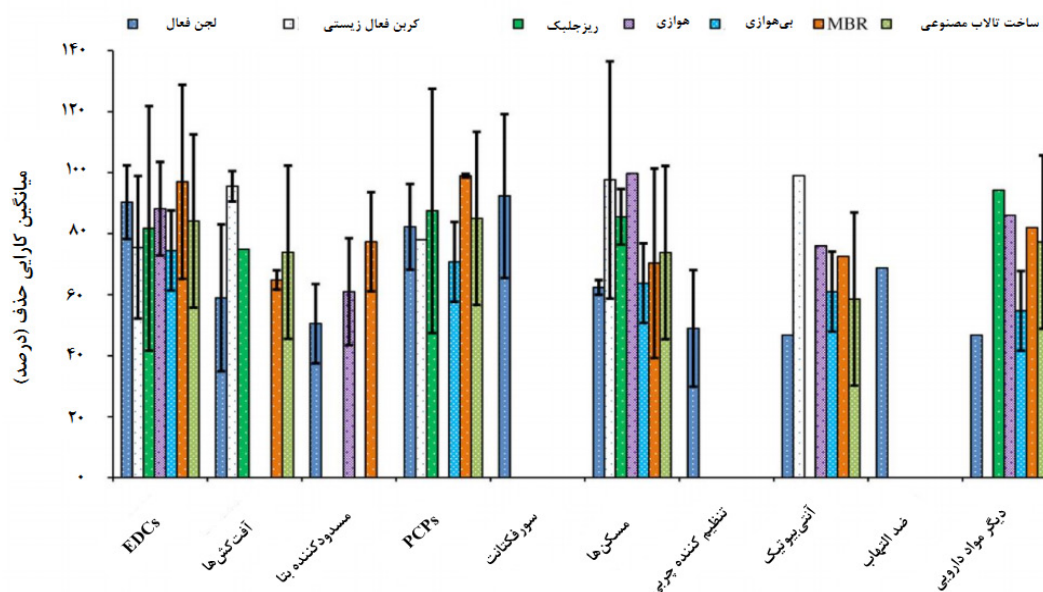
شکل ۸- تصویر شماتیک سیستم تالاب مصنوعی برای تصفیه فاضلاب (<http://rdissanayake.blogspot.com>)

۸- جذب زیستی

جذب زیستی یا زیست جذب از فرآیندهای غیرمتداول تصفیه زیستی فاضلاب با سازوکار متفاوت از تجزیه زیستی بوده به‌طوری‌که در زیست جذب، آلاینده‌های نوظهور با سازوکار جذب سطحی (جذب فیزیکی و شیمیایی) در دیواره سلولی جاذب‌های طبیعی مانند ریزجانداران زنده و غیرفعال و سایر مواد آلی جذب می‌شود (شکل ۹) (Pidlisnyuk و همکاران، ۲۰۰۳). زیست جذب فاضلاب‌های حاوی آلاینده‌های نوظهور با قارچ‌های زنده (شامل جذب و تجزیه زیستی هم‌زمان) و مرده (یعنی غیرفعال و فقط شامل جذب زیستی) عامل پوسیدگی سفید مانند گونه *Trametes Versicoular* توسط محققان مختلف بررسی شده است. Nguyen و همکاران (۲۰۱۴) گزارش نمودند که حذف برخی آلاینده‌های نوظهور مانند ۱۷-بتا-استرادیول ۱۷-آلفا-استات، پنتاکلروفنل، تترا-ترت-اکتیل فنول و تریکلوزان بیشتر از ۷۰ درصد، مواد دارویی از قبیل ایوپوروفن، ناپروکس و گمی‌فیروزیل راندمان حذف ۱۰۰ درصد به‌ترتیب توسط هر دو حالت زنده و غیرفعال و زنده قارچ *Trametes Versicoular* داشتند. همچنین آنها گزارش نمودند قارچ عامل پوسیدگی سفید

با استناد به مطالب ارائه شده و جهت مقایسه روش‌های مختلف تصفیه زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب، کارایی آن‌ها در شکل (۱۰) ارائه شده است. همان‌طور که در شکل (۱۰) مشاهده می‌شود، راندمان حذف روش‌های مختلف زیستی برای EDCs (MBR <لجن فعال> فرآیندهای هوازی <ساخت تالاب مصنوعی> ریزجلبک <کربن فعال زیستی> فرآیندهای بی‌هوازی)، آفت‌کش‌ها (کربن فعال زیستی <ریزجلبک‌ها> ساخت تالاب مصنوعی <MBR> لجن فعال)، مسدودکننده بتا (MBR <فرآیندهای هوازی> لجن فعال)،

PCPs (MBR) <ریزجلبک> تالاب مصنوعی <لجن فعال> کربن فعال زیستی <فرآیند بی‌هوازی>، ماده فعال سطحی (لجن فعال)، مسکن‌ها (فرآیندهای هوازی <کربن فعال زیستی> ریزجلبک <تالاب مصنوعی> فرآیند بی‌هوازی <لجن فعال>، آنتی‌بیوتیک‌ها (کربن فعال زیستی <هوازی> MBR <بی‌هوازی> ساخت تالاب <لجن فعال>، تنظیم‌کننده‌های چربی، ضد التهاب‌ها با لجن فعال و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک <هوازی> MBR <ساخت تالاب> بی‌هوازی <لجن فعال می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۱۰- میانگین کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با روش‌های مختلف تصفیه زیستی (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)

و ضد التهاب‌ها با لجن فعال، آنتی‌بیوتیک‌ها، آفت‌کش‌ها با کربن فعال زیستی، مسکن‌ها با فرآیندهای هوازی و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک‌ها می‌باشد. در ایران از سیستم لجن فعال برای تصفیه زیستی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب استفاده شده است (شایگان و افشاری، ۱۳۸۳) و به دلیل عدم توانایی این سیستم در حذف اکثر آلاینده‌های نوظهور پساب‌های تولید شده تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل‌توجهی از آن‌ها باشند. بنابراین پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده تحقیقات جامع ملی برای حذف آلاینده‌های نوظهور با انواع فناوری‌های تصفیه زیستی مورد نیاز می‌باشد. باتوجه به اینکه در حال حاضر فقدان اطلاعات دقیق سازوکارهای تجزیه آلاینده‌های نوظهور با روش‌های مختلف تصفیه زیستی وجود داشته است، به همین دلیل در تحقیقات آینده باید سینتیک واکنش‌ها، چالش‌های مرتبط با آماده‌سازی نمونه فاضلاب، روش‌های تجزیه و پروتکل‌های صحت‌سنجی برای تجزیه قابل اعتماد آلاینده‌های نوظهور در نمونه‌ها، امکان‌سنجی اجرای فناوری‌ها نوین زیستی و غیره مشخص شوند.

نتیجه‌گیری

با افزایش مصرف انواع داروها، آنتی‌بیوتیک‌ها و لوازم آرایشی و بهداشتی با رشد جمعیت و عدم توانایی فرآیندهای متداول و غیرمتداول تصفیه زیستی در تجزیه آن‌ها، باعث انتشار این نوع آلاینده‌ها به محیط زیست می‌شود. فناوری‌های تصفیه زیستی به‌طور متداول مورد استفاده مانند سیستم‌های لجن فعال، MBR، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، صافی چکنده، نیترات‌سازی و نیترات زدایی، جذب زیستی، ساخت تالاب مصنوعی و غیره قادر به حذف یا معدنی کردن برخی آلاینده‌های نوظهور و تبدیل آن‌ها به مولکول‌های کوچک یا به مولکول‌های ساده معدنی مانند آب و دی‌اکسید کربن بوده است، اگرچه انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی بستگی به ویژگی‌های فاضلاب دارد. نتایج بررسی حذف زیستی انواع آلاینده‌های نوظهور با روش‌های مختلف زیستی نشان‌دهنده بیشترین راندمان حذف EDCs، مسدودکننده بتا و PCPs با MBR، ماده فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی

- سالاری، ح.، حسینی، ا. ح.، برقی، م.، یزدان‌بخش، ا. ر. و رضایی، ح. ۱۳۹۱. عملکرد سیستم تصفیه فاضلاب روستایی به روش تالاب مصنوعی در حذف ازت و فسفر از فاضلاب (مطالعه موردی: روستای مرادپه). نشریه آب و فاضلاب، ۲۳(۳): ۴۰-۴۷.
- شایگان ج و افشاری ع. ۱۳۸۳. بررسی وضعیت فاضلاب‌های شهری و صنعتی در ایران. نشریه آب و فاضلاب، ۱۵(۱): ۵۸-۶۹.
- عسگری لجایر، ح.، نجفی، ن. ا. و مقیسه، ا. ۱۳۹۵. مروری بر سازوکار حذف محصولات دارویی و مراقبت شخصی (PPCPs) از آب و پساب با پرتوهای یونیزان. نشریه محیط زیست و مهندسی آب، ۲(۳): ۲۹۱-۳۰۵.
- Ahmed M.B., Zhou J.L., Ngo H.H., Guo W., Thomaidis N.S. and X.u J. 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies foremerging contaminant removal from wastewater: A critical review. J. Hazard. Mater, 323:274-298.
- Banihashemi B. and Droste R.L. 2014. Sorption-desorption and biosorption of bisphenol A, triclosan, and 17-ethinylestradiol to sewage sludge, Sci. Total. Environ, 487:813-821.
- Barceló D. and Petrovic M. 2008. Conclusions and future research needs, in: D. Barceló, M. Petrovic (Eds.), Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, Springer, 265-274.
- Belhaj D., Baccar R., Jaabiri I., Bouzid J., Kallel M., Ayadi H. and Zhou J.L. 2015. Fate of selected estrogenic hormones in an urban sewage treatment plant in Tunisia (North Africa), Sci. Total Environ, 505:154-160.
- Buttiglieri G. and Knepper T. 2008. Removal of emerging contaminants in wastewater treatment: conventional activated sludge treatment, in: D. Barceló, M. Petrovic (Eds.), Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, Springer, 1-35.
- Cajthaml T., Kresinová Z., Svobodová K. and Möder M. 2009. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds and suppression of estrogenic activity by ligninolytic fungi. Chemosphere, 75:745-750.
- Chang B., Chiang F. and Yuan S. 2005. Anaerobic degradation of nonylphenol in sludge. Chemosphere, 59:1415-1420.
- Cruz-Morató C., Ferrando-Climent L., Rodríguez-Mozaz S., Barceló D., Marco-Urrea E., Vicent T. and Sarrà M. 2013. Degradation of pharmaceuticals in non-sterile urban wastewater by *Trametes versicolor* in a fluidized bed bioreactor, Water. Res, 47:5200-5210.
- 1- Emerging contaminants; 2- Personal care products; 3- Endocrine disruption chemicals; 4- Flame retardants; 5- Membrane bioreactor; 6- Rotating biological reactor; 7- Advanced oxidation processes; 8- Biochemical oxygen demand; 9- Chemical oxygen demand; 10- Nitrification; 11- Denitrification; 12- Estrone; 13-17 α -Ethinylestradiol; 14- 17 β -Estradiol; 15- Estriol; 16- Bisphenol A; 17- 4-tert-butylphenol; 18- 4-tert-octylphenol; 19- Benzophenone; 20- Galaxolide; 21- Oxybenzene; 22- Tonalide; 23- Atrazine; 24- Fenoprop; 25- Triclosan; 26- Pentachlorophenol; 27- Ibuprofen; 28- Metronidazole; 29- Ketofenac; 30- Carbamazepine; 31- Diclofenac; 32- Clofibric acid; 33- Gemfibrozil; 34- Erythromycin; 35- Roxithromycin; 36- Naproxen; 37- Biological activated carbon; 38- Micro-algae; 39- Propranolol; 40- Sotalol; 41- Crimetidine; 42- Famotidine; 43- Ranitidine; 44- Acridone; 45- Citalopram; 46- Azithromycin; 47- Sulfathiazole; 48- Sulfapyridine; 49- Sulfamethazine; 50- Activated sludge process; 51- Alkylbenzene sulfonate; 52- Alkyl ether sulfate; 53- Nonylphenol ethoxylates; 54- Polyethylene glycol; 55- Monocarboxylated polyethylene glycols; 56- Alkyl glucamides; 57- Alkyl polyglucosides; 58- Coconut diethanolamides; 59- Androstenedione; 60- Androsterone; 61- Coumestrol; 62- Cashmeran; 63- Celestolide; 64- Octanol/water partition coefficient; 65- Androstenedione; 66- Androsterone; 67- Propyl parabene; 68- Clarithromycin; 69- Ofloxacin; 70- Preimidone; 71- Citalopram; 72- Lorazepam; 73- Trazodone; 74- Dicamba; 75- Nadolol; 76- Trimethoprim; 77- Gemfibrozil; 78- Ketoprofen; 79- Horizontal flow Constructed wetland; 80- Vertical flow Constructed wetland; 81- Subsurface/surface flow Constructed wetland; 82- Diethylphthalate; 83- Di-n-butylphthalate.

- The removal of pharmaceuticals personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Res*, 43: 363–380.
- Kefeni K. K., Mamba B. B. and Msagati T. A. 2017. Application of spinel ferrite nanoparticles in water and wastewater treatment: a review. *Sep Purif Technol*, 188: 399–422.
- Kornaros M. and Lyberatos G. 2006. Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter. *J Hazard Mater*, 136: 95–102.
- Lee S.-Y. and Park S.J. 2013. TiO₂ photocatalyst for water treatment applications. *J Ind Eng Chem*, 19: 1761–1769.
- Llorens-Blanch G., Badia-Fabregat M., Lucas D., Rodriguez-Mozaz S., Barceló D., Pennanen T., Caminal G. and Blánquez P. 2015. Degradation of pharmaceuticals from membrane biological reactor sludge with *Trametes versicolor*. *Environ. Sci. Process Impact*, 17: 429–440.
- Lin A.Y.C., Yu T.H. and Lateef S.K. 2009. Removal of pharmaceuticals in secondary wastewater treatment processes in Taiwan. *J. Hazard. Mater*, 167: 1163–1169.
- Liu Z. H., Kanjo Y. and Mizutani S. 2009. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment—physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: a review. *Sci. Total Environ*, 407: 731–748.
- Luo Y., Guo W., Ngo H.H., Nghiem L.D., Hai F.I., Zhang J., Liang S. and Wang X.C. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Sci. Total Environ*, 473: 619–641.
- Matamoros V. and Bayona J.M. 2008. Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands, in: D. Barcelo, M. Petrovic (Eds.), *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste*, Springer, 199–217.
- Matamoros V., García J. and Bayona J.M. 2008. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent, *Water Res*, 42: 653–660.
- Matamoros V., Gutiérrez R., Ferrer I., García J. and Bayona J.M. 2015. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. *J. Hazard. Mater*, 288: 34–42.
- Matamoros V., Uggetti E., García J. and Bayona J.M. 2016. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: Deegan A., Shaik B., Nolan K., Urell K., Oelgemöller M., Tobin J. and Morrissey A. 2011. Treatment options for wastewater effluents from pharmaceutical companies, *Int. J. Environ. Sci. Technol*, 8: 649–666.
- Dolar D., Gros M., Rodriguez-Mozaz S., Moreno J., Comas J., Rodriguez-Roda I. and Barceló D. 2012. Removal of emerging contaminants from municipal wastewater with an integrated membrane system, MBR–RO, *J. Hazard. Mater*, 239: 64–69.
- Garcia-Rodríguez V., Matamoros C., Fontàs V. and Salvadó V. 2014. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environ. Sci. Pollut. Res*, 21: 11708–11728.
- Gerrity D., Gamage S., Holady J.C., Mawhinney D.B., Quinones O., Trenholm R.A. and Snyder S.A. 2011. Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection. *Water Res*, 45: 2155–2165.
- Ghoshdastidar A.J. and Tong A.Z. 2013. Treatment of 2, 4-D, mecoprop, and dicamba using membrane bioreactor technology, *Environ. Sci. Pollut. Res*, 20: 5188–5197.
- Harrison S., Johnstone-Robertson M., Pott R., Verster B., Rumjeet S. and Nkadameng L. 2016. Towards wastewater biorefineries: Integrated bioreactor and process design for combined water treatment and resource productivity. *Water Res Commission Rep*.
<http://algae.illinois.edu/projects/Hydrothermal.html> (visited 3 January 2018).
<http://www.ingenieros.es/noticias/ver/proceso-anammox-para-el-tratamiento-purines/4266> (visited 5 January 2018)
https://www.iswa.uni-stuttgart.de/lsww/forschung/awt/aktuelle/granulierte_Aktivkohle.en.html (visited 2 January 2018).
<http://www.lentikats.eu/en/denitrification> (visited 5 January 2018).
<http://rdissanayake.blogspot.co.uk/2012/08/constructed-wetlands-as-method-of.html> (visited 4 January 2018).
<https://www.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/semi-centralised-wastewater-treatments-3> (visited 3 January 2018).
- Kalkan Ç., Yapsakli K., Mertoglu B., Tufan D. and Saatci A. 2011. Evaluation of biological activated carbon (BAC) process in wastewater treatment secondary effluent for reclamation purposes. *Desalination*, 265: 266–273.
- Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M. and Guwy A.J. 2009.

- from sludge by the fungus *Trametes versicolor* in bioslurry reactor, *J. Hazard. Mater.*, 233: 235–243.
- Samaras V.G., Stasinakis A.S., Mamais D., Thomaidis N.S. and Lekkas T.D. 2013 Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion, *J. Hazard. Mater.*, 244: 259–267.
- Silva T. F., Silva M. E. F., Cunha-Queda A. C., Fonseca A., Saraiva I., Sousa M., Gonçalves C., Alpendurada M., Boaventura R. A. and Vilar V. J. 2013. Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrification–denitrification/solar photo-Fenton/biological processes, at a scale close to industrial–biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants. *Water Res.*, 47: 6167–6186.
- Stasinakis A.S. 2012. Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.*, 121: 432–440.
- Stasinakis A.S., Thomaidis N.S., Arvaniti O.S., Asimakopoulos A.G., Samaras V.G., Ajibola A., Mamais D. and Lekkas T.D. 2013. Contribution of primary and secondary treatment on the removal of benzothiazoles benzotriazoles, endocrine disruptors, pharmaceuticals and perfluorinated compounds in a sewage treatment plant. *Sci. Total Environ.*, 463: 1067–1075.
- Töre G.Y., Meric S., Lofrano G. and De G. 2012. Removal of trace pollutants from wastewater in constructed wetlands, in: G. Lofrano (Ed.), *Emerging Compounds Removal from Wastewater*, Springer, 39–58.
- Trinh T., Van Den Akker B., Stuetz R., Coleman H., Le-Clech P. and Khan S. 2012. Removal of trace organic chemical contaminants by a membrane bioreactor. *Water Sci. Technol.*, 66: 1856–1863.
- Vymazal J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674: 133–156.
- Wijekoon K.C., Hai F.I., Kang J., Price W.E., Guo W., Ngo H.H. and Nghiem L.D. 2013. The fate of pharmaceuticals steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters and pesticides during MBR treatment, *Bioresour. Technol.*, 144: 247–254.
- Yu T.H., Lin A.Y.C., Lateef S.K., Lin C.F. and Yang P.Y. 2009. Removal of antibiotics and non-steroidal anti-inflammatory drugs by extended sludge age biological process. *Chemosphere*, 77: 175–181.
- a laboratory scale study. *J. Hazard. Mater.*, 301: 197–205.
- Miege C., Choubert J., Ribeiro L., Eusébe M. and Coquery M. 2009. Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants—conception of a database and first results. *Environ. Pollut.*, 157: 1721–1726.
- Monsalvo V.M., McDonald J.A., Khan S.J. and Le-Clech P. 2014. Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors, *Water Res.*, 49: 103–112.
- Naz I., Saroj D.P., Mumtaz S., Ali N. and Ahmed S. 2015. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. *Environ. Technol.*, 36: 424–434.
- Nguyen L.N., Hai F.I., Yang S., Kang J., Leusch F.D.L., Roddick F., Price W.E. and Nghiem L.D. 2014. Removal of pharmaceuticals, steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters, industrial chemicals and pesticides by *Trametes versicolor*: role of biosorption and biodegradation. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 88: 169–175.
- Pang Y. L., Abdullah A. Z. and Bhatia S. 2011. Review on sonochemical methods in the presence of catalysts and chemical additives for treatment of organic pollutants in wastewater. *Desalination*, 277: 1–14.
- Phan H.V., Hai F.I., Kang J., Dam H.K., Zhang R., Price W.E., Broeckmann A. and Nghiem L.D. 2014. Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic–aerobic membrane bioreactor (MBR). *Bioresour. Technol.*, 165: 96–104.
- Pidlisnyuk V.V., Marutovsky R.M., Radeke K.H. and Klimenko N. 2003 Biosorption processes for natural and waste water treatment—part II: experimental studies and theoretical model of a biosorption fixed bed, *Eng. Life Sci.*, 3: 439–445.
- Prieto-Rodríguez L., Miralles-Cuevas S., Oller I., Agüera A., Puma G.L. and Malato S. 2012. Treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plants (WWTP) effluents by solar photocatalysis using low TiO₂ concentrations. *J. Hazard. Mater.*, 211: 131–137.
- Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., Ferro-García M. Á., Prados-Joya G. and Ocampo-Pérez R., 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 93: 1268–1287.
- Rodríguez-Rodríguez C.E., Barón E., Gago-Ferrero P., Jelić A., Llorca M., Farré M., Díaz-Cruz M.S., Eljarrat E., Petrović M. and Caminal G. 2012. Removal of pharmaceuticals, polybrominated flame retardants and UV-filters

Critical Review of Reverse Osmosis and Pretreatment Techniques of Inland Desalination Plants

M. Shah Abedi¹, S.H. Hashemi^{2*}, M. Googol³

1- MSc of Environmental Pollutants, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.
2- Associate Professor, Environmental Science Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. 3- MSc of Chemistry Engineering, Research Institute of Petroleum Industry, Tehran, Iran.

*(Corresponding author Email: H_hashemi@sbu.ac.ir)

Received: 19-11-2017
Accepted: 31-07-2018

مرور تحلیلی فرآیند اسمز معکوس و فناوری‌های پیش‌تصفیه در سامانه‌های آب شیرین‌کن درون‌سرزمینی

مهسا شه‌عابدی^۱، سید حسین هاشمی^{۲*}، مهدی گوگل^۳

۱- کارشناس ارشد مهندسی منابع طبیعی، گرایش آلودگی‌های محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران. ۲- دانشیار گروه آلودگی‌های محیط‌زیست، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران. ۳- کارشناس ارشد مهندسی شیمی، پژوهشگاه صنعت نفت، تهران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: H_hashemi@sbu.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۸/۲۸
تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۵/۰۹

Abstract

Freshwater, which accounts for less than 1% of world water resources, is rapidly decreasing due to extreme levels of withdrawals and the influence of seawater in areas under tension. This decreasing trend has reached a critical level in the Middle East since the water per capita in this area is much lower than the world average. Desalination is an approach for reducing water stress by producing freshwater from seawater, saline groundwater, drainage water, and wastewater in the coastal and inland areas. During these processes, rejected streams with high salinity as a sub-product are produced in which disposing of them is costly. A large amount of concentrated water containing the remaining compounds discharge into the environment and is potentially considered as a serious problem. Inland desalination due to the impossibility of disposing the produced brine is different from the desalination of seawater. In desalination of underground saline waters, fouling occurs with water-soluble salts and sedimentation reduces the production of water with a certain amount of energy during these processes. Therefore, the evolution of desalting technologies makes it cheaper, more reliable, and less productive.

Keywords: Desalination, Reverse osmosis, Brine.

چکیده

آب شیرین کمتر از ۱٪ منابع آبی جهان را تشکیل می‌دهد، برداشت بی‌رویه از این منبع و نفوذ آب دریا در مناطق تحت تنش آب به سرعت در حال تخلیه آن می‌باشد. روند تخلیه آب در خاورمیانه به سطح بحرانی رسیده است، زیرا سرانه آب در این منطقه بسیار پایین‌تر از میانگین سرانه آب جهان می‌باشد. نمک‌زدایی^۱ آب با تولید آب شیرین از آب دریا، آب‌های لب‌شور زیرزمینی، آب زهکشی و پساب حاصل از تصفیه آب، رهیافتی برای کاهش تنش آب است. طی این فرآیندها، جریان زائده با شوری بالا به عنوان محصول فرعی تولید می‌شود که دفع آن هزینه‌بر است. حجم عظیمی از آب تغلیظ شده^۲ که حاوی ترکیبات باقی مانده است به محیط تخلیه می‌شود و معضلی جدی محسوب می‌شود. به دلیل عدم امکان دفع شورابه^۳ تولیدی، نمک‌زدایی درون سرزمینی با نمک‌زدایی ساحلی متفاوت است. در شیرین‌سازی آب‌های زیرزمینی، املاح محلول در آب موجب گرفتگی می‌شود و رسوب‌گذاری منجر به کاهش تولید آب با انرژی مشخصی طی این فرآیندها می‌شود. از این رو تکامل فرآیندهای نمک‌زدایی، این فناوری را ارزان‌تر، مطمئن‌تر و کم‌مصرف‌تر می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: نمک‌زدایی، اسمز معکوس، شورابه.

برای کاهش تنش آب در مناطق درون سرزمینی و ساحلی است (Quist-Jensen و همکاران، ۲۰۱۵). تصمیم به استفاده از یک فناوری شیرین سازی خاص تحت تأثیر شوری آب خام^۴، کیفیت آب تولیدی مورد نیاز و همچنین عوامل خاصی از قبیل هزینه ی کار، در دسترس بودن منطقه، هزینه ی انرژی و تقاضای محلی برای برق دارد (Elimelech و Phillip، ۲۰۱۱). نگرانی های قابل توجهی در مورد اثرات محیط زیستی ناشی از فناوری های شیرین سازی آب وجود دارد، یکی از این نگرانی ها روند روبه رشد مشکلات بالقوه ی محیط زیستی به دلیل افزایش تمایل به نمک زدایی آب است (Morillo و همکاران، ۲۰۱۴). افزایش تعداد آب شیرین کن ها در جهان موجب شده تا مدیریت تخلیه ی شورابه ی حاصل از این فرآیند به یک چالش محیط زیستی روبه رشد تبدیل شود (Chung و همکاران، ۲۰۱۷). فرآیندهای نمک زدایی یک جریان زائد یا آب دورریز^۵ بسیار شوری تولید می کنند که دفع آن در مناطق درون سرزمینی بسیار هزینه بر است (Johnson و همکاران، ۲۰۱۷؛ Chung و همکاران، ۲۰۱۷). در حال حاضر گزینه های مختلفی برای دفع این شورابه مانند تخلیه به آب های سطحی تزریق به چاه های عمیق و استخرهای تبخیر وجود دارد. با این حال وجود این فرآیندها ناپایدار هستند و استفاده از آن ها با هزینه های بالا و کاربردهای کم محدود شده است (Pramani و همکاران، ۲۰۱۷). امروزه صنعت شیرین سازی آب توجه مسئولان آب و محیط زیست را به خود جلب کرده است. حفاظت از محیط زیست در نشست های مربوط به مسائل محیط زیستی ناشی از صنعت شیرین سازی و احداث تأسیسات جدید روز به روز اهمیت بیشتری پیدا می کند و برنامه های گسترده تری در راستای پایش آن انجام می گیرد (Baawain و همکاران، ۲۰۱۵).

و فقط ۷٪ از تأسیسات، آب دریا را به کار می گیرند (Greenlee و همکاران، ۲۰۰۹؛ Wolff، ۲۰۰۶). علاوه بر آن ایالات متحده ی آمریکا ۴/۵٪ از جمعیت جهان را تشکیل می دهد در حالی که عربستان سعودی فقط ۰/۴٪ از جمعیت جهان را به خود اختصاص می دهد. با این وجود فقط ۵۰٪ از ظرفیت تولید آب شیرین کن ها را می توان به فرآیندهای حرارتی نسبت داد. چنین تفاوت هایی نشان دهنده ی قابلیت بالای نمک زدایی برای کشورهای با منابع و نیازهای آبی مختلف است. فرآیندهای غشایی شامل اسمز معکوس (RO)، الکترو دیالیز (ED)، نانوفیلتراسیون (NF) و فرآیندهای تقطیری شامل فشرده سازی بخار (VC)، تقطیر سریع چند مرحله ای (MSF) و تقطیر چند مرحله ای (MED) می باشند. آمار نشان می دهد که فرآیندهای غشایی و تقطیری سهم مساوی در ظرفیت تولید دارند. از بین فرآیندهای غشایی، RO و در فرآیندهای تقطیری، MSF غالب هستند. سیستم غشایی اسمز معکوس ۸۰٪ از تأسیسات جهان را به خود اختصاص می دهد و

دسترسی به آب و غذا در کل دنیا برای بقای بشریت و اطمینان از استانداردهای مطلوب زندگی امری ضروری است (Shannon و همکاران، ۲۰۰۸). بیش از نیمی از جمعیت جهان به آب پاک دسترسی ندارند در حالی که نیمی دیگر با مشکل اقتصادی کمبود آب مواجه هستند (Laxman و همکاران، ۲۰۱۵). تخمین زده شده است که تا سال ۲۰۲۵ حدود ۵۰٪ از جمعیت جهان در مناطق کم آب زندگی خواهند کرد که این امر نشان دهنده اهمیت تصفیه و مدیریت آب می باشد (Quist-Jensen و همکاران، ۲۰۱۵). رشد جمعیت، نگرانی های مربوط به غذا، اثرات تغییر اقلیم بر کشاورزی، استفاده ی بی رویه از منابع آب شیرین و تخریب زمین در سراسر جهان جوامع علمی را مجبور به یافتن رهیافتی جایگزینی برای مدیریت منابع کنونی کرده است. در واکنش به پیشگویی ملل متحده مبنی بر اینکه تا اواسط قرن حاضر، ۷۲ بیلیون از مردم با مشکل کمبود آب مواجه می شوند، صنعت آب روی شیرین سازی منابع آب شور سرمایه گذاری کرده است (Hameeteman، ۲۰۱۳). در نقاطی که تنش آب بالا است، آب های زیرزمینی به عنوان منبع مورد استفاده قرار می گیرند. کاهش سطح آب های زیرزمینی می تواند اثرات مخربی بر جریان های طبیعی، تالاب هایی که از طریق آب های زیرزمینی تغذیه می شوند و اکوسیستم های مربوطه داشته باشد. همچنین در مناطق دلتایی، تخلیه ی آب هایی زیرزمینی ممکن است منجر به نشست زمین و نفوذ آب شور شود (Wada و همکاران، ۲۰۱۰). مشکل کمبود آب نه تنها در فعالیتهای انسانی و صنعتی بلکه در تولید مواد غذایی مناسب و پایدار نیز تأثیرگذار است. نمک زدایی راهی

بررسی اجمالی نمک زدایی

امروزه تعداد بی شماری آب شیرین کن در جهان مشغول به فعالیت هستند که حدود ۵۰٪ از آن ها سیستم های اسمز معکوس^۶ (RO) می باشند. خاورمیانه با ۲/۹٪ از جمعیت جهان، تقریباً ۵۰٪ از ظرفیت تولید جهانی را تشکیل می دهد و به عنوان پیشرو در نمک زدایی آب دریا در مقیاس های بزرگ حرکت می کند (Sauvet-Goichon، ۲۰۰۷). عربستان سعودی در حال حاضر با ظرفیت تولید حدود ۲۶٪ از ظرفیت تولید جهانی پیشتاز در نمک زدایی و ایالات متحده ی آمریکا با ۱۷٪ در رتبه ی بعدی قرار دارند (Johnson و Gleick، ۲۰۰۸). با این وجود آمار مربوط به ظرفیت تولید، یک آمار کلی هستند. در عربستان سعودی نمک زدایی حرارتی یک فرآیند انتخابی معمول است و بیشتر تأسیسات، سامانه های نمک زدای ساحلی هستند. در ایالات متحده ی آمریکا ۶۹٪ تأسیسات نمک زدایی آب از اسمز معکوس استفاده می کنند

فرآیندهای حرارتی تنها شامل ۲۰٪ از این آمار می‌شوند (Frenkel, ۲۰۰۰). اگرچه فرآیندهای غشایی و تقطیر سهم برابری در ظرفیت تولید نمک‌زدایی جهان دارند، اما RO به‌عنوان پیشرو در تأسیسات شیرین‌سازی آینده ظاهر شده است. کشورهای ثروتمند خاورمیانه قادر هستند هزینه‌ی فرآیند تقطیر را تأمین کنند اما RO می‌تواند

آب شیرین را (از آب دریا) با ۱/۵ تا ۱/۳ هزینه‌ی تقطیر تولید کند. لازم به ذکر است هزینه‌ی شیرین‌سازی آب لب‌شور^۶ پایین‌تر از آب شور دریا خواهد بود (Miller, ۲۰۰۳). در جدول (۱) انواع فناوری‌های نمک‌زدایی و مزایا و محدودیت‌های هر یک از این روش‌ها ارائه شده است (Subramani و Jacangelo, ۲۰۱۴).

جدول ۱- مقایسه‌ی فناوری‌های نمک‌زدایی برای تصفیه‌ی شورابه‌ی حاصل از RO

فناوری	نوع آب خام	پارامتر کیفی آب مورد نظر جهت حذف	مصرف انرژی	مقیاس	مزایا	محدودیت‌ها
RO (همراه با استفاده از مواد شیمیایی جهت سختی‌زدایی)		یون‌های مربوط به سختی	اطلاعات موجود نیست		فناوری برقرار میزان بالای حذف یون‌های سختی	تولید بالای لجن زائد و مشکلات مرتبط با نگهداری لجن هزینه بالای عملیاتی مرتبط با مواد شیمیایی افزودنی
الکترودیالیز (ED) و الکترودیالیز معکوس (EDR)	شورابه حاصل از نمک‌زدایی آب لب‌شور توسط RO (با میزان بازیافت ۷۵-۸۵٪)	یون‌های مربوط به سختی TDS	$3/9 \text{ kW h/m}^3$ برای نصفیه آب با 700 mg/l TDS $7-8 \text{ kW h/m}^3$ برای تصفیه شورابه حاصل از RO پس از نمک‌زدایی آب لب‌شور	مقیاس وسیع	موثر برای شورابه‌ها با میزان سیلیس بالا حدود بالاتر برای شاخص اشباع کربنات کلسیم (>3) و رسوب گچ در مقایسه با RO	هزینه انرژی همراه با بالا رفتن TDS افزایش می‌یابد گرفتگی آلی غشامی‌تواند ایجاد مشکل کرده و نیاز به پیش‌تصفیه بیشتر باشد
تقطیر چند مرحله‌ای (MED) و فشرده‌سازی بخار (VC)		TDS	$7-25 \text{ kW h/m}^3$		مصرف میزان انرژی پایین‌تر در مقایسه با فرآیندهای حرارتی معمول	هزینه سرمایه‌گذاری بالا
اسمز رو به جلو (FO)	شورابه حاصل از RO طی فرآیند تصفیه آب	TDS	$0/26 \text{ kW h/m}^3$ تا $0/8 \text{ m}^3$ (فرآیند غشایی به تنهایی)، با بازیافت محلول کشتش مصرف انرژی مشابه با بالاتر از RO خواهد بود	مقیاس پایلوت	با دسترس‌پذیری به حرارت، کارایی انرژی نسبت به RO بالاتر خواهد بود	محدودیت برای استفاده در مقیاس‌های بزرگ
تقطیر غشایی (MD)	شورابه حاصل از واحدهای نمک‌زدایی حرارتی	TDS	$13/2 \text{ kW h/m}^3$ با در نظر گرفتن اتلاف گرما تقریباً $10/3 \text{ kW h/m}^3$		سطوح بالاتر TDS آب نیاز به اعمال فشار نیست	محدودیت برای استفاده در مقیاس‌های وسیع

مطالعات زیادی در مورد تحلیل فرآیندهای نمک‌زدایی و فناوری‌های پیش‌تصفیه جهت بهبود بازیافت آب طی فرآیندهای نمک‌زدایی انجام گرفته است. Turek و همکاران (۲۰۱۷) در پژوهشی جنبه‌های افزایش بازیافت آب به دو روش اسمز معکوس (RO) و الکترودیالیز (ED) احتمال رسوب‌گذاری غشا و روش‌های ممکن برای افزایش بازیافت آب را بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه دست یافتند که استفاده از ضد رسوب‌ها باعث بالا

رفتن بازیافت آب و افزایش کارایی فرآیند شیرین‌سازی می‌شود. تغییر در عملکرد مازول غشا به‌صورت قابل‌توجهی بازیافت آب را با کاهش رسوب بالا می‌برد. استفاده از سیستم‌های یکپارچه برای نمک‌زدایی جهت غلبه بر فشار اسمزی در سیستم‌های اسمز معکوس باعث کاهش اثرات محیط‌زیستی و افزایش کلی بازیافت آب می‌شود و تولید محصولات جانبی با ارزش مانند نمک‌های تبخیری را به همراه می‌آورد. همچنین استفاده از این سیستم‌ها

داد عملکرد اسمز معکوس به کمک MF در طولانی مدت بهبود می‌یابد. اگرچه از نظر هزینه هر دو پیش‌تصفیه مشابه می‌باشند اما بر اساس کیفیت آب تصفیه شده و پایداری عملیات اسمز معکوس پیش‌تصفیه MF ترجیح داده شد.

مقدمه‌ای بر نمک‌زدایی توسط RO

اسمز معکوس، از جمله روش‌های نوین تصفیه و نمک‌زدایی آب محسوب می‌شود. اسمز معکوس یک فرایند فیزیکی است که از پدیده‌ی اسمز یعنی تفاوت فشار اسمزی بین آب شور و آب خالص برای حذف نمک‌ها از آب استفاده می‌کند. در این فرایند جریان آب خام به دو جریان آب محصول و جریان آب تغلیظ‌شده تقسیم می‌شود. آب خام توسط پمپ به داخل محفظه‌ای که دارای غشای نیمه‌تراوا است رانده می‌شود، به این ترتیب آب تقریباً خالص در یک طرف غشا و آب تغلیظ‌شده از ناخالصی‌ها در طرف دیگر قرار خواهد گرفت. RO برای حذف کل جامدات محلول تا غلظت‌های TDS بالاتر از ۴۵۰۰۰ mg/l موثر است که می‌تواند برای نمک‌زدایی آب دریا و آب‌های لب‌شور به کار گرفته شود (Nicolaissen, ۲۰۰۳). سیستم اسمز معکوس قادر به حذف ۹۹٪ املاح محلول، ترکیبات آلی محلول و بیش از ۹۸٪ مواد کلوئیدی و پارامترهای بیولوژیکی موجود در آب می‌باشد. باتوجه به قابلیت بالای سیستم‌های اسمز معکوس در مقایسه با سایر روش‌ها امروزه از این سیستم‌ها به‌طور گسترده در تصفیه‌ی آب مورد نیاز صنایع مختلف از جمله نفت، گاز و پتروشیمی استفاده می‌شود (Shumway, ۱۹۹۹).

احتمال رسوب‌گذاری را به حداقل می‌رساند. Azadi-Aghdam و همکاران (۲۰۱۶) از یک فرآیند سه مرحله‌ای برای از بین بردن مواد تشکیل‌دهنده‌ی رسوب در محلول‌های شور حاصل از نانو فیلتراسیون استفاده کردند. آن‌ها در مرحله‌ی اول این آزمایش برای حذف بازدارنده‌های رسوب فسفات از طریق رسوب‌گذاری همراه با هیدروکسید آهن کمک گرفتند. در مرحله‌ی دوم برای افزایش رسوب کربنات معدنی pH را بالا بردند و در مرحله‌ی سوم از کریستال‌های دانه‌ای باریت برای رسوب باریوم سولفات استفاده کردند. این فرآیند سه مرحله‌ای باعث بهبود میزان بازیابی محلول شور به همان میزان آب اولیه شد. همچنین آن‌ها به یک بازیافت کلی ۹۷ درصدی آب دست یافتند. Khanzada و همکاران (۲۰۱۷) مطالعه‌ای با هدف مقایسه‌ی کارایی غشاهای RO با چند گزینه‌ی پیش‌تصفیه با بازیافت‌های متفاوت آب و میزان کل جامدات محلول (TDS) مختلف در مقیاس پایلوت انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که UF و FO به‌عنوان پیش‌تصفیه با گرفتگی پایین برای جلوگیری از تمیز کردن مداوم غشا موثر هستند همچنین مشخص شد که غشای FO همراه با $MgCl_2$ و غشای UF همراه با غشای Filmtec، ۹۸ درصد نمک را رد می‌کنند. اما UF به دلیل فشار بالای موجود دچار گرفتگی زیاد می‌شود. Corral و همکاران (۲۰۱۴) مطالعه‌ای درباره‌ی امکان استفاده‌ی طولانی‌مدت از سیستم اسمز معکوس برای مدیریت نمک در پروژه‌ی آب آریزونای مرکزی در مقیاس پایلوت انجام دادند. در این مطالعه فرآیندهای پیش‌تصفیه شامل میکروفیلتراسیون (MF) و فیلتر شنی آهسته (SSF) بر اساس عملکردشان طی دوره‌ای یک‌ساله با هم مقایسه شدند. نتایج به‌دست آمده نشان

مشکلات ناشی از آب خام در فرآیند شیرین‌سازی

جدا از تمایز بین کیفیت آب‌های مختلف، تجزیه و تحلیل دقیق آب برای تنظیم پیش‌تصفیه و پارامترهای عملی لازم است. ترکیب متفاوت آب خام و مقدار نمک تنها پارامتر مهم برای نمک‌زدایی غشایی نیست. با کمک پارامترهای کلیدی مختلف کیفیت آب مشخص شده و تجزیه و تحلیل دقیق این مشخصات برای طراحی پیش‌تصفیه مناسب امری ضروری است (Fritzmann و همکاران، ۲۰۰۷).

۱- شوری

شوری مشخصه‌ای بدون واحد و مهم در آب‌های طبیعی و صنعتی است که به‌عنوان میزان نمک حل‌شده در حجم مشخصی از محلول در نظر گرفته می‌شود. در دنیا آب طبیعی بدون نمک وجود ندارد اما آب‌هایی که نمک نسبتاً کمی دارند آب متعارف محسوب می‌شوند. در جدول (۲) طبقه‌بندی آب‌های شور ارائه شده است (رازقی، ۱۳۹۱).

۲- گرفتگی^۱

رسوباتی که باعث گرفتگی غشا می‌شوند به دو دسته کلی رسوبات سخت و ترکیبات بی‌شکل نرم تقسیم‌بندی می‌شوند (Jamaly و همکاران، ۲۰۱۴). به‌طور کلی منابع ایجاد گرفتگی شامل چهار دسته می‌باشند: رسوب، سیلت، باکتری‌ها و مواد آلی. کنترل گرفتگی شامل پیش‌تصفیه‌ی آب خام جهت ایجاد حداقل گرفتگی و همچنین تمیز کردن مرتب آن است (Baker، ۲۰۰۴).

جدول ۲- طبقه‌بندی آب‌ها از نظر شوری

طبقه‌بندی	کل جامدات محلول (میلی‌گرم در لیتر)
آب متعارف	۰-۱۰۰۰
آب لب‌شور	۱۰۰۰-۱۰۰۰۰
آب شور	بیش از ۱۰۰۰۰
پساب شور	بیش از ۱۰۰۰۰۰

۳- گرفتگی زیستی^۹

رشد باکتری‌ها روی سطح غشا است. قابلیت ایجاد گرفتگی زیستی در غشا تابعی از جنس غشا است. غشاهای استات سلولزی یک ماده‌ی غذایی مناسب برای باکتری‌ها هستند و ظرف چند هفته با حمله‌ی باکتری‌ها نابود می‌شوند اما غشاهای مرکب لایه‌نازک^{۱۰}، کاملاً مقاوم هستند. تصفیه‌ی مرتب چنین غشاهایی با باکتری‌کش‌ها معمولاً از گرفتگی زیستی جلوگیری می‌نماید (Baker, ۲۰۰۴).

۴- گرفتگی مواد آلی^{۱۱}

گرفتگی آلی در نتیجه‌ی وجود موادی مثل روغن و گریس روی سطح غشا اتفاق می‌افتد. این نوع گرفتگی به‌صورت تصادفی در سیستم‌های آب آشامیدنی شهری نیز می‌تواند ایجاد شود اما بیشتر در کاربری‌های صنعتی که در آن از اسمز معکوس برای تصفیه‌ی جریان آب استفاده می‌شود (Baker, ۲۰۰۴).

۵- رسوب^{۱۲}

رسوب به‌دلیل نمک‌های فلزی محلول در آب خام روی سطح غشا ایجاد می‌شود. همچنان‌که آب نمک‌زدایی شده برداشته می‌شود به‌غلظت یون‌ها در آب خام افزوده می‌شود تا اینکه حلالیت بیش از حد شود، آنگاه نمک روی سطح غشا رسوب می‌کند. تمایل آب خام به تشکیل رسوب می‌تواند با تجزیه و تحلیل آب خام و محاسبه‌ی فاکتور تغلیظ^{۱۳} مورد انتظار در شورابه محاسبه شود. نسبت نرخ جریان آب تولیدی به نرخ جریان آب خام، نرخ بازیافت^{۱۴} نامیده می‌شود که از رابطه (۱) به‌دست می‌آید (Baker, ۲۰۰۴).

(۱) $\text{نرخ جریان خام} / \text{نرخ جریان تولیدی} = \text{نرخ بازیافت}$
با فرض اینکه همه‌ی یون‌ها در شورابه باقی می‌ماند، فاکتور تغلیظ با رابطه (۲) به‌دست خواهد آمد.

(۲) $\text{نرخ بازیافت} - ۱ / ۱ = \text{تغلیظ فاکتور}$

۵-۱- انواع رسوب

غلظت نمک‌ها در شورابه می‌تواند بالاتر از حد انحلال‌پذیری باشد. معمول‌ترین شکل نمک‌های رسوب‌کننده (Baker, ۲۰۰۴) و ویژگی‌های آن‌ها (Antony و همکاران، ۲۰۱۱) در جدول (۳) آمده است.

جدول ۳- انواع رسوبات در شورابه و ویژگی آن‌ها

نوع رسوب	ویژگی‌ها
کلسیم کربنات	یک رسوب قلیایی است که در اثر شکست یون‌های بی‌کربنات تشکیل می‌شود و از معمول‌ترین نوع رسوبات است. میزان رسوب‌گذاری در درجه‌ی اول بسته به سختی کلسیم و قلیائیت بی‌کربنات آب دارد. غلظت بی‌کربنات با افزایش pH و دما بالا می‌رود. کلسیم کربنات رسوب متدوال در همه‌ی آب‌ها است و تمایل به تشکیل آن قایل پیش‌بینی و کنترل‌پذیر است.
کلسیم سولفات	در میان رسوبات غیر قلیایی کلسیم سولفات معمول‌ترین رسوب است. از آنجا که پاک‌سازی رسوب سولفات در واحدهای تصفیه‌ی آب نسبتاً مشکل‌تر از رسوبات قلیایی است، بهترین اقدام برای کنترل رسوب کلسیم سولفات این است که سیستم اسمز معکوس در پایین‌تر از حد اشباع (در دمای محیط‌زیست که معمول‌ترین شکل این رسوبات است) این ترکیب قرار بگیرد.
کلسیم فسفات	رسوب کلسیم فسفات یک معضل بزرگ در تصفیه است. اکثر رسوبات کلسیم فسفات بی‌شکل هستند. برخلاف رسوب کلسیم کربنات هیچ بازدارنده‌ی مناسبی برای کاهش رسوب کلسیم فسفات در سطح غشا وجود ندارد، با این حال برخی محققان با تنظیم pH به کنترل موثر رسوب دست یافته‌اند. به‌طور کلی تنظیم pH تأثیر بیشتری در کاهش این رسوب دارد.
ترکیبات سیلیسی	شکل رسوبی مهم برای اسمز معکوس رسوب سیلیس است. به‌دلیل میزان بالای سیلیس در پوسته‌ی زمین، این ماده به‌صورت محلول در آب‌های طبیعی هم وجود دارد و به دو فرم بی‌شکل و بلورین دیده می‌شود. تشکیل رسوب سیلیس در محلول به غلظت آن و pH محلول بستگی دارد. فرم اصلی سیلیس متاسیلیک اسید (H_2SiO_3) است که یک اسید ضعیف است و در pH خنثی جدا نشده باقی می‌ماند. pH‌های بالاتر از خنثی باعث جدا شدن اسیدسیلیک و تشکیل آنیون‌های سیلیسی می‌شود که در نهایت منجر به واکنش با یون‌های فلزی مثل کلسیم، آهن، منگنز و آلومینیوم می‌شود. سیلیس به‌عنوان یک رسوب معمول و همواره همراه با آلومینیوم در نظر گرفته می‌شود. ته‌نشست‌های آلومینیوم سیلیکات یافت شده روی سطح غشا به شکل سیلت، رس و دیگر ترکیبات دیده می‌شود. با کنترل غلظت آهن و آلومینیوم زیر سطح 0.5 mg/l می‌توان از تشکیل رسوب سیلیس جلوگیری کرد.
باریوم سولفات	به‌ندرت به‌عنوان ته‌نشست در واحدهای اسمز معکوس دیده می‌شود و به کمک بازدارنده می‌توان از تشکیل آن جلوگیری به‌عمل آورد. پیدایش زودهنگام باریوم سولفات در سیستم‌های غشایی می‌تواند مشکل‌ساز باشد.
استرانسیوم سولفات و کلسیم فلوراید	به‌ندرت به‌عنوان ته‌نشست در واحدهای اسمز معکوس دیده می‌شود و به کمک بازدارنده می‌توان از تشکیل آن‌ها جلوگیری کرد. در غلظت مشخص می‌توانند باعث تشکیل رسوب‌های به‌هم چسبیده شوند که این لایه‌ها چالش برانگیز هستند و برای پاک‌سازی غشا نیاز به روش‌های پیچیده می‌باشد.

۶- شاخص تراکم سیلت^{۱۵}

سیلت با تجمع انواع ذرات معلق که روی غشای تجمع یافته اند، تشکیل می شود. منابع معمول سیلت شامل کلوییدهای آلی، محصولات خوردگی آهن، هیدروکسید آهن ته نشین شده، جلبک ها و ذرات ریز می باشند. (SDI) یا شاخص تراکم سیلت آب خام شاخصی است که احتمال ایجاد رسوب توسط یک آب خام مشخص را بررسی می کند و با استفاده از رابطه (۳) محاسبه می شود (Baker, ۲۰۰۴):

$$SDI = 100(1 - Ti/Tf)/Tt \quad (3)$$

Ti = زمان مورد نیاز برای عبور ۵۰۰ میلی لیتر آب خام از فیلتر ۰/۴۵ میکرومتری در فشار ۳۰ psig
 Tf = زمان مورد نیاز برای عبور ۵۰۰ میلی لیتر از نمونه بعد از اتمام آزمایش (معمولاً ۱۵ دقیقه)
 Tt = کل زمان انجام آزمایش

SDI کمتر از ۱ نشانگر این است که سیستم اسمز معکوس می تواند چندین سال بدون گرفتگی کلوییدی به کار خود ادامه دهد. SDI کمتر از ۳ نشان می دهد سیستم تا چند ماه بدون تمیز کردن می تواند کار کند. SDI بین ۳ تا ۵ نشان می دهد که گرفتگی ذره ای یک مشکل

فناوری های پیش تصفیه برای شیرین سازی

پیش تصفیه ی کاربردی می تواند باعث افزایش طول عمر غشا، بهبود عملکرد، تولید آب با کیفیت تر و حداقل پاک سازی شیمیایی سیستم شود. مطالعات نشان داده است که گرفتگی زیستی یکی از شکل های شدید گرفتگی موثر بر عملکرد غشا است که به دلیل رشد باکتری ها روی سطح داخلی غشا تشکیل می شود. بنابراین کارایی یک فرآیند نمک زدایی با افزایش فشار اسمزی و افزایش مصرف انرژی کلی کم خواهد شد. یکی از مهمترین اقدامات، انتخاب یک فناوری مناسب برای پیش تصفیه است (Jamaly و همکاران، ۲۰۱۴).

۱- فناوری های متعارف

درک کامل کیفیت آب خام و مشخصات آن و نوع منبع آب (آب های سطحی، شورابه، آب دریا، آب شور صنعتی) برای انتخاب فناوری پیش تصفیه ضروری است. برای مثال آب های سطحی در مقایسه با آب چاه به دلیل اثر جذب و فیلتراسیون روی منابع آب زیرزمینی، کدورت، شاخص تراکم سیلت و مواد آلی طبیعی بالاتری دارند. به این ترتیب آب چاه حاوی سیلیس بیشتری نسبت به آب های سطحی است. ذرات بزرگ اولیه که امکان پمپ شدن از چاه دارند به کمک صافی های مش^{۱۷} و آشغال گیرهای رفت و برگشتی^{۱۸} از آب خام حذف می شوند. آشغال گیرهای رفت و برگشتی برای آب های سطحی که غلظت بالایی از بقایای زیستی دارند، کارآمدتر هستند. فرآیند پیش تصفیه متعارف ممکن است شامل همه یا برخی از مراحل حذف ذرات بزرگ با صافی درشت، کلر زنی، شفاف سازی با انعقاد و شناور سازی، حذف سختی به کمک آهک، فیلتراسیون،

معمول است و نیاز به تمیز کردن مرتب غشا می باشد. SDI بالاتر از ۵ غیر قابل قبول است و پیش تصفیه^{۱۶} بیشتر آب خام ضروری است (Rachman و همکاران، ۲۰۱۳).

۷- وجود دیگر یون ها و املاح

برای محلولی که حاوی ترکیباتی مثل کلسیم فسفات و کلسیم کربنات است، وجود مقادیر کم از یک نمک حلالیت موثر نمک دیگر را افزایش می دهد (اثر کلسیم سولفات روی کلسیم کربنات قوی تر است) (Sheikholeslami, ۲۰۰۳). یون های سخت دو ظرفیتی مثل سدیم و منیزیم (Sheikholeslami و همکاران، ۲۰۰۲) و باریم و منگنز (Sahachaiyunta و همکاران، ۲۰۰۲) تمایل به کاتالیز سریع پلیمرایزاسیون سیلیس دارند و ته نشست ژل سیلیس را روی غشا تسریع می بخشند اگرچه هیچ کلسیم و منیزیمی در ته نشست یافت نمی شود (Braun و همکاران، ۲۰۱۰؛ Semiat و همکاران، ۲۰۰۳). لازم به ذکر است یون آهن، ته نشست سیلیس را تشدید می کند (Majerle و Freeman, ۱۹۹۵)، به گونه ای که شکل ته نشست سیلیس تغییر می یابد (Sahachaiyunta و همکاران، ۲۰۰۲).

کاهش قلیائیت با کنترل pH، مهار رسوب، حذف کلر آزاد با سدیم بی سولفات یا کربن فعال، اشعه ی ماورای بنفش و حذف ذرات معلق با فیلتراسیون کاتریج باشد (Jamaly و همکاران، ۲۰۱۴).

۱-۱- کلر زنی^{۱۹}

کلر زنی اولیه فرآیند اضافه کردن کلر به آب خام پس از غربالگری و قبل از مخلوط کردن ناگهانی^{۲۰} است. کلر زنی در شروع پیش تصفیه به دلیل بالا رفتن زمان تماس کلر با آب امکان واکنش کلر با مواد آلی آب و تشکیل مواد سرطان زایی چون تری هالومتان ها را فراهم می سازد. امروزه کلر زنی فقط در جایی که امکان تشکیل تری هالومتان نباشد، استفاده می شود (Friedler و همکاران، ۲۰۰۸).

۲-۱- شناور سازی با استفاده از هوای محلول^{۲۱} (DAF)/زال سازی

در فرآیند DAF، منعقد کننده هایی که روی شن و ماسه و یا دیگر فیلترهای رسانه ای حضور دارند سبب حذف ذرات معلق می شوند. پخش حباب های هوا باعث افزایش زمان تماس منعقد کننده ها و در نتیجه حذف جلبک ها و مواد آلی طبیعی می شود (Cleveland و همکاران، ۲۰۰۲). محققان از DAF به عنوان پیش تصفیه ی فناوری UF در آب های سطحی استفاده و مشاهده کردند که میزان جریان شار، ۷۰٪ افزایش و هزینه ها کاهش می یابد (Braghetta و همکاران، ۱۹۹۷؛ DiGiano و Braghetta، ۱۹۹۸).

۳-۱- ازن زنی^{۲۲}

یکی دیگر از روش های پیش تصفیه ی شیمیایی ازن زنی است (Carrère و همکاران، ۲۰۱۰) که غلظت نمک را افزایش نمی دهد و در مقایسه با سایر روش های پیش تصفیه ی شیمیایی هیچ باقی مانده ی شیمیایی ندارد. به علاوه پاتوژن ها را ضد عفونی

می‌کند (Kianmehr و همکاران، ۲۰۰۹؛ Weemaes و همکاران، ۲۰۰۰). ازن اکسیدکننده‌ای قوی است که به رادیکال تجزیه می‌شود و با ترکیبات آلی واکنش می‌دهد (Kameswari و همکاران، ۲۰۱۱).

۴-۱- انعقاد^{۲۳} و لخته سازی^{۲۴}

فناوری‌های مرسوم (انعقاد، لخته سازی، گندزدایی، تنظیم pH، مهار رسوب و فیلتراسیون با پوشش دانه‌ای) همراه با RO می‌توانند به عنوان پیش تصفیه استفاده شوند (Jamaly و همکاران، ۲۰۱۴). انعقاد بعضی از آلاینده‌ها را حذف و لخته‌های کوچکی ایجاد می‌کند که موجب پر شدن منافذ غشا می‌شوند، منعقد کننده‌های جدید با افزایش اندازه‌ی لخته‌ها ناخالصی‌های بیشتری را به دام انداخته، گرفتگی را کاهش داده و به آسانی از روی غشا شسته می‌شوند بنابراین انتظار می‌رود که هزینه‌های تصفیه را کاهش دهند (Tran و همکاران، ۲۰۱۱).

۵-۱- مهارکننده‌های رسوب^{۲۵}

بیشترین رهیافت مورد استفاده جهت پیشگیری از ایجاد رسوب در سیستم‌های غشایی ضد رسوب‌ها هستند. اکثر آن‌ها ترکیبی از پلی‌کربوکسیلیک اسید و ارگانوفسفاته‌ها می‌باشند. یکی از مشکلاتی که تمامی بازدارنده‌ها^{۲۶} ایجاد می‌کنند تمایل آن‌ها به تولید مواد مغذی و در نتیجه ایجاد گرفتگی زیستی است. ضد رسوب‌ها با مکانیسم‌های مختلفی عمل می‌کنند اما معمول‌ترین مکانیسم کاهش نرخ هسته‌گذاری و زمان‌های القا طولانی‌تر است. در استفاده از ضد رسوب‌ها ترکیب آب خام اهمیت دارد چون برخی افزودنی‌های دیگر مانند منعقد کننده‌ها می‌توانند اثر بازدارنده‌ها را تضعیف و حتی خنثی کنند (Vrouwenvelder و همکاران، ۲۰۱۰).

۲- فناوری‌های نامتعارف

نانوفیلتراسیون شکل درشت‌تر RO است و برای حذف یون‌های تک ظرفیتی و دو ظرفیتی مثل فلزات سنگین استفاده می‌شود. NF یک فرآیند مخصوص انتخابی است و برای جداسازی جایگزین مناسب می‌باشد. NF اقامات جداسازی همچون معدن زدایی، حذف رنگ و شیرین‌سازی که از نظر اقتصادی به صرفه نیستند را می‌تواند انجام دهد (Kim، ۲۰۱۱). در جدول (۴) انواع فناوری‌های پیش تصفیه و مشخصات هر کدام آمده است (Humplik و همکاران، ۲۰۱۱؛ Busch؛ ۲۰۰۹؛ Pearce؛ ۲۰۰۸).

غشاهای RO یون‌هایی مثل سدیم و کلراید در سطح مولکولی را جدا می‌کنند و اندازه‌ی منفذ آن‌ها در حد چند آنگستروم است. غشاهای غیرمتخلخل هم برای فیلتراسیون گاز، تراوایی بخار و تبخیر مورد استفاده قرار می‌گیرند (Jamaly و همکاران، ۲۰۱۴).

جدول ۴- مشخصات فناوری‌های پیش تصفیه‌ی نامتعارف

نوع پیش تصفیه نامتعارف	اندازه منافذ	قابلیت حذف
میکروفیلتراسیون (MF)	۱۰۰-۵۰۰ nm	حذف ذرات معلق مثل سلول‌های خونی و امولسیون شیرابه
اولترافیلتراسیون (UF)	۱۰-۱۰۰ nm	حذف مولکول‌های بزرگ مانند آلبومین و پپسین
نانوفیلتراسیون (NF)	۲۱ nm	حذف مولکول‌های ریز مانند نمک‌های محلول

فناوری‌های متعارف به مقدار ماده‌ی شیمیایی، نیروی انسانی و هزینه‌ی عملی بیشتر نیازمند هستند و آب تولیدی کیفیت پایین‌تری نسبت به فناوری‌های نامتعارف خواهد داشت (Dukes و von Gottberg، ۲۰۰۶؛ Bates، ۱۹۹۹). مقایسه‌ی این دو نوع فناوری در جداول (۵) و (۶) آمده است (Choi و همکاران، ۲۰۱۲؛ Pearce؛ ۲۰۰۸؛ Glueckstern و Priel، ۲۰۰۳؛ Adham و همکاران، ۱۹۹۶).

جدول ۵- مقایسه‌ی هزینه‌ی آب با فناوری UF و پیش تصفیه‌ی متعارف برای m^3/d در واحدهای اسمز معکوس

روش فیلتراسیون	UF \$/m ³	متعارف \$/m ³
هزینه سرمایه‌گذاری	۰/۲۳	۰/۲۲
هزینه ثابت نگهداری و عملیاتی	۰/۰۹	۰/۰۷
هزینه انرژی	۰/۱۶	۰/۱۶
هزینه مواد شیمیایی	۰/۰۳	۰/۰۵
کل هزینه متغیر عملیاتی	۰/۲۰	۰/۲۲
هزینه کل	۰/۵۲	۰/۵۱

جدول ۶- مقایسه‌ی هزینه‌ی سرمایه‌گذاری، هزینه‌ی آب تولیدی، مصرف انرژی و محدوده‌ی شوری سیستم‌های پیش تصفیه

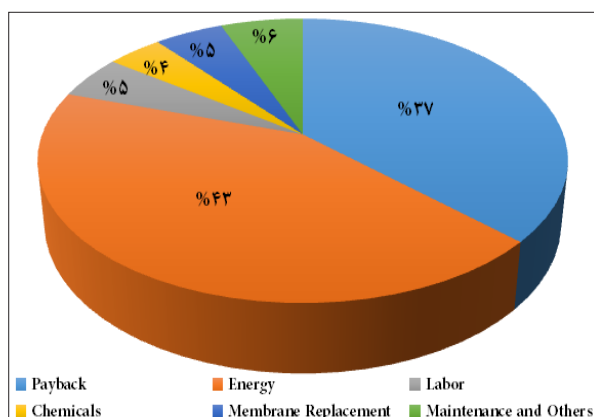
پیش تصفیه	محدوده شوری (ppm)	هزینه سرمایه‌گذاری	مصرف انرژی	هزینه تولید آب
UF و MF	۱۵۰۰-۳۵۰۰	هزینه‌ی ثابت بالاتر، $1/92 \text{ Cent/m}^3$ همراه با انرژی و هزینه‌های مواد شیمیایی کمتر (Cent/m^3) $2/12 \text{ Cent/m}^3$ و $0/02$	احتمالاً به دلیل هزینه‌های کمتر جایگزینی غشا و مصرف انرژی کمتر هزینه‌های عملیاتی و نگهداری MF کمتر از UF است. هزینه‌ی تقریبی واحد برای UF و MF در m^2 ۲۴۰۰ و طول واحدهایی با ظرفیت ۱ MGD به ترتیب حدود $0/43 \text{ \$/gal}$ و $0/20 \text{ \$/gal}$ می‌باشد.	حدود $40 \text{ \$/m}^2$ و نیاز به سطح کلی m^2 ۲۴۰۰ و طول عمر غشای ۷ ساله
سیستم‌های متعارف	۱۵۰۰-۳۵۰۰	$22/13 \text{ (Cent/m}^3)$	$16/06 \text{ (Cent/m}^3)$	

۳- هزینه‌های عملیاتی

پیش‌تصفیه برای اکثر سیستم‌های RO نصب شده در جهان لازم است. املاح غیرمعدنی، کلوییدی، ذرات، ترکیبات آلی و میکروارگانیزم‌های موجود در آب خام، کارایی و طول عمر غشا را پایین می‌آورند. حذف این موارد هزینه‌ی تصفیه را افزایش می‌دهد (Tran و همکاران، ۲۰۱۱). هزینه‌ی نمک‌زدایی بسته به اندازه و نوع دستگاه نمک‌زدا، منبع و کیفیت آب خام، پیش‌تصفیه، تنظیم خودکار و کنترل موقعیت سیستم، شرایط محل، شرایط کار، هزینه‌های انرژی و طول عمر سیستم متفاوت است. هرچه ظرفیت سیستم بیشتر باشد، هزینه‌ی هر واحد آب بسته به اقتصاد مقیاس کمتر است. هزینه‌های عملیاتی شیرین‌سازی را می‌توان به صورت مصرف، پیش‌تصفیه، تصفیه، بازمعدنی‌سازی، پمپاژ آب تولیدی، پس از تصفیه، دفع شورابه، مصرف انرژی و کارهای ساخت و ساز دسته‌بندی کرد (Albaina Urcelay, ۲۰۰۷).

۴- هزینه‌های ساخت و نصب

هزینه‌های مربوط به یک سیستم شیرین‌سازی به دو صورت بیان می‌شود: ۱- هزینه‌ی سرمایه و ۲- کل هزینه‌های عملیاتی سالانه آب در واحد نصب شده یا ظرفیت فرآیند. جدول (۷) هزینه‌های عملیاتی و ساخت و ساز برای RO، MED و EDR را نشان می‌دهد. توزیع این هزینه‌ها از طریق عملکردهای متفاوت یک سیستم اسمز معکوس را در شکل (۱) ارائه شده است (Burn و همکاران، ۲۰۱۵). انرژی و هزینه‌های استهلاک بازگشت هزینه‌های سرمایه‌گذاری سه چهارم از هزینه‌های کل را شامل می‌شود (Reddy و Ghaffour, ۲۰۰۷). هزینه‌ی نمک‌زدایی آب لب شور (BW) به دلیل فشار اسمزی پایین‌تر و در نتیجه فشارهای عملیاتی پایین‌تر و بازده بالاتر به مقدار قابل ملاحظه‌ای کمتر از هزینه‌ی نمک‌زدایی آب دریا است (Burn و همکاران، ۲۰۱۵).



شکل ۱- توزیع هزینه‌های عملیاتی و ساخت‌وساز در یک واحد اسمز معکوس (Burn و همکاران، ۲۰۱۵).

پساب شور نمک‌زدایی در بردارنده‌ی نمک‌های حذف شده از آب ورودی برای تولید آب محصول، مواد شیمیایی اضافه شده در طی فرآیند و محصولات جانبی خورنده است. میزان این پساب که مقدار زیادی را شامل می‌شود بسته به فرآیند مورد استفاده متغیر می‌باشد. تخلیه‌ی این پساب‌ها براساس دستورالعمل‌های مناسب محیط‌زیستی بخش مهمی از مطالعات امکان‌سنجی و راهبری تأسیسات نمک‌زدایی است. در تأسیساتی که نمک‌زدایی آن‌ها در شهرها و به دور از دریاها واقع شده باشند مشکلات نسبت به نمک‌زدایی ساحلی بیشتر است و باید به آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی توسط جریان پساب آن‌ها توجه شود. در این تأسیسات پساب به روش رقیق‌سازی، تزریق به منابع آب شور از طریق چاه‌ها، تبخیر یا انتقال توسط خط لوله به نقاط دیگر و یا شبکه‌ی جمع‌آوری فاضلاب دفع می‌شود. در نظر گرفتن مکان مناسب جهت تخلیه‌ی پساب باید در مطالعه‌ی امکان‌سنجی تأسیسات نمک‌زدایی با دقت بررسی شود. زیرا هزینه تخلیه‌ی پساب بالا بوده و بر توجیه اقتصادی پروژه‌ی نمک‌زدایی تأثیر گذار است (رازقی، ۱۳۹۱).

نیاز به انرژی و هزینه‌ی نمک‌زدایی با RO

۱- هزینه‌های نمک‌زدایی سیستم RO

با افزایش تعداد آب شیرین‌کن‌ها کاهش کلی در هزینه‌ی تولید آب با RO به دست آمده است. در سال‌های اخیر با افزایش هزینه‌ی انرژی و ساخت‌وساز یک روند افزایش قیمت وجود داشته است. هزینه‌ی تصفیه‌ی نمک‌زدایی تابعی از متغیرهای بزرگی است که به دلیل ماهیت محرمانه‌ی این هزینه‌ها نمی‌توان به صورت دقیق و مطمئن به آن‌ها پرداخت (Burn و همکاران، ۲۰۱۵).

۲- هزینه‌های انرژی اسمز معکوس

بیشترین هزینه‌ی نمک‌زدایی مربوط به انرژی است که بیش از ۲۰٪ الی ۵۰٪ هزینه‌های عملیاتی را شامل می‌شود (Cabassud و Wirth, ۲۰۰۳). RO بسته به نوع بازیافت انرژی به کار گرفته شده بین $2/2 \text{ kWh/m}^3$ تا $2/8 \text{ kWh/m}^3$ انرژی مصرف می‌کند. با به کار گرفتن توربین‌های بازیابی انرژی در آب تغلیظ شده، مصرف انرژی تا حد $2/8 \text{ kWh/m}^3$ پایین خواهد آمد و استفاده از مبدل‌های فشار مصرف انرژی را تا $2/2 \text{ kWh/m}^3$ کاهش خواهد داد (Service, ۲۰۰۶). پیشرفت مداوم در توسعه‌ی غشا و بهبود مولفه انرژی این میزان مصرف را تا $1/58 \text{ kWh/m}^3$ کاهش خواهد داد. بنابراین هزینه شیرین‌سازی آب وابسته به هزینه‌ی انرژی است (Burn و همکاران، ۲۰۱۵).

جدول ۷- هزینه‌های عملیاتی و ساخت‌وساز RO، MED و EDR (Burn و همکاران، ۲۰۱۵)

پارامتر	RO آب دریا	RO شورابه	MED	EDR
هزینه سرمایه‌گذاری (AU\$/m ³ /day آب تولیدی)	۲۱۳۰-۳۳۳۰	۸۰۰-۲۴۰۰	۳۳۳۰-۵۲۰۰	۷۶۰-۴۳۳۰
هزینه عملیاتی (AU\$/m ³ /day آب تولیدی)	۲/۵۲-۲/۹۳	۰/۸۷-۲/۰۰	با هدررفت گرما: ۰/۷۳-۱/۲۷ بدون هدررفت گرما: ۲/۴۰-۳/۷۳	۱/۳۳-۳/۷۳

چالش‌های فنی و آینده‌فرآیند اسمز معکوس

رفع کمبود آب نیاز به منابع نامتعارف جدیدی همچون نمک‌زدایی دارد. پیش‌بینی می‌شود در مناطق خشک و مناطقی که تحت تنش آبی قرار دارند، نمک‌زدایی بدون در نظر گرفتن نگرانی‌های مرتبط با اقتصاد، محیط‌زیست و مشکلات سیاسی-اجتماعی یک فناوری مهم خواهد شد (Abdurazzak, ۱۹۹۹). استفاده از غشاهای RO در تصفیه با چالش‌های منحصربه‌فردی همراه است. رسوب کلسیم فسفات در صورت رسیدن به حد اشباع اتفاق خواهد افتاد و پساب دارای مقدار کربن آلی بسیار بیشتری نسبت به جریان خام است. از آنجایی‌که سیستم‌های RO برای تصفیه توسعه یافته است گرفتگی غشایی و طرح پیش‌تصفیه اهمیت زیادی دارد. توسعه ابزارهای بازیابی انرژی و نمک‌زدایی ترکیبی/نیروگاه‌ها باعث پیشرفت قابل ملاحظه‌ای در بازیافت انرژی شده است. توسعه تحقیقات و فناوری بیشتر در زمینه بهبود انرژی و طراحی سیستم باعث افزایش بیشتر بازیافت انرژی و کاهش هزینه خواهد شد (Yoon و همکاران، ۲۰۰۵). نیاز به RO آب‌های شور داخلی در آینده افزایش خواهد یافت و محدودیت‌های اصلی برای کاربرد بیشتر RO درون سرزمینی، هزینه و قابلیت فنی دفع آب تغلیظ خواهد بود. Rahardianto و همکاران (۲۰۰۷) تحقیقاتی در مورد گزینه‌های جدید برای تصفیه شورابه‌ی زائد انجام دادند و آزمایشات آن‌ها نشان داد افزایش بیشتر بازیافت RO امکان‌پذیر می‌باشد. بهینه‌سازی دوز ضد رسوب، مواد شیمیایی افزودنی و کنترل pH برای بهبود هزینه تصفیه آب تغلیظ ضروری است. استانداردهای کیفی سختگیرانه‌تر باعث بهینه‌سازی و توسعه فناوری RO خواهد شد. فناوری آینده ممکن است روی دیگر ناخالصی‌های نوظهور، از جمله محصولات جانبی ضد عفونی، مواد دارویی و ترکیبات غشایی نامطلوب تمرکز کند. از آنجایی‌که استفاده از نمک‌زدایی روبه‌رشد است، تأثیر واحدهای آب‌شیرین‌کن بر آب‌های محلی باید ارزیابی شده و اثرات منفی به حداقل برسند. برای کاهش هزینه‌ها استفاده از پیش‌تصفیه غشایی جایگزین مناسب‌تری برای پیش‌تصفیه‌های معمول است (Greenlee و همکاران، ۲۰۰۹).

جمع‌بندی

نمک‌زدایی غشایی به کمک RO در سال‌های گذشته به سرعت رشد کرده تا انتخاب اولیه برای تأسیسات جدید شیرین‌سازی آب شود. فناوری غشایی پیشرفته باعث افزایش قابل‌توجه تولید و صرفه‌جویی در هزینه می‌شود در حالی‌که اصول عملیاتی پایه برای همه‌ی کاربری‌های RO یکسان است و کاربری‌های جداگانه بر اساس کیفیت آب خام گسترش پیدا کرده است. به‌خصوص دو نوع اصلی آب خام، آب دریا و آب‌های لب‌شور، هرکدام ویژگی‌های مشخص مربوط به خود را دارند که نیاز به تنظیم پارامتر و طراحی سیستم ویژه می‌باشد. بازیابی در RO دریایی عمدتاً با افزایش فشار اسمزی و گرفتگی مواد آلی محدود می‌شود. طراحی سیستم معمولاً متشکل از فیلتراسیون و مواد شیمیایی و RO یک مرحله‌ای است. ترکیبات مشکل‌ساز مانند بور نیاز به طراحی پیچیده‌تری دارند. سیستم‌های غشایی RO آب‌های لب‌شور متشکل از دو مرحله RO است و مشکل مهم این سیستم شامل رسوب نمک و مدیریت شورابه است. درحالی‌که سیستم‌های اسمز معکوس آب‌های دریایی و آب‌های لب‌شور برای استفاده در واحدهای بزرگ تجاری، به اندازه‌ی کافی توسعه یافته‌اند چندین چالش مهم در زمینه RO باقی می‌ماند. پیشرفت‌های بیشتر در زمینه فناوری غشایی، کاربرد انرژی و تصفیه آب تغلیظ به استفاده‌ی وسیع‌تر از RO برای جوامع روستایی و کاربری درون‌سرزمینی کمک می‌کند.

پی‌نوشت

- 1- Desalination
- 2- Concentrated Water
- 3- Brine
- 4- Feed Water
- 5- Reject Water
- 6- Reverse Osmosis
- 7- Brackish
- 8- Fouling
- 9- Bio Fouling

- pressure membrane water treatment systems: a review. *Journal of membrane science*, 383(1): 1-16.
- Baawain M., Choudri B. S., Ahmed M. and Purnama A. 2015. Recent progress in desalination, environmental and marine outfall systems. Springer International Publishing.
- Baker R.W. 2004. Overview of membrane science and technology. *Membrane technology and applications*, 3: 1-14.
- Bates W.T. 1999. Capillary UF as RO pretreatment. In *PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL WATER CONFERENCE*, 60:165-170
- Braghetta A., Jacangelo J., Chellam S., Hotaling M., Utne B., Jacangelo J. G. and Utne B. A. 1997. Impact of Dissolved Air Flotation Pretreatment on the Performance of Hollow-Fiber Direct Flow Microfiltration. *Journal AWWA*, 89(10): 90-101.
- Braghetta A., DiGiano FA. and Ball WP. 1998. NOM accumulation at NF membrane surface: impact of chemistry and shear. *Journal of environmental engineering*, 124(11): 1087-1098.
- Braun G., Hater W., Zum Kolk C., Dupoirion C., Harter T. and Götz T. 2010. Investigations of silica scaling on reverse osmosis membranes. *Desalination*, 250(3): 982-984.
- Burn S., Hoang M., Zarzo D., Olewniak F., Campos E., Bolto B. and Barron O. 2015. Desalination techniques—a review of the opportunities for desalination in agriculture. *Desalination*, 364: 2-16.
- Busch M., Chu R., Kolbe U., Meng Q. and Li S. 2009. Ultrafiltration pretreatment to reverse osmosis for seawater desalination—three years field experience in the Wangtan Datang power plant. *Desalination and water treatment*, 10(1-3): 1-20.
- Cabassud C. and Wirth D. 2003. Membrane distillation for water desalination: how to choose an appropriate membrane? *Desalination*, 157(1): 307-14.
- Carrère H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgenès J.P., Steyer J.P. and Ferrer I. 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of hazardous materials*, 183(1-3): 1-15.
- Choi H., Park J., Tak T. and Kwon Y.N. 2012. Surface ۱۰- غشاهای مرکب لایه نازک یا TFC غشاهای نیمه تراوا هستند که عمدتاً در سیستم‌های شیرین‌سازی آب استفاده می‌شوند. غشای TFC می‌تواند به عنوان یک غربال مولکولی ساخته شده در قالب یک لایه از دو یا چند ماده‌ی لایه‌بندی شده در نظر گرفته شوند.
- 11- Organo Fouling
- 12- Scale
- 13- Concentration Factor
- 14- Recovery Rate
- 15- Silt Index Density
- 16- Pretreatment
- 17- Mesh Strainers
- 18- Traveling Screens
- 19- Chlorination
- 20- Flash Mixing
- 21- Dissolved Air Flootation
- 22- Ozonation
- 23- Coagulation
- 24- Flocculation
- 25- Scale Inhibitors
- 26- Antiscalants
-
- منابع
-
- رازقی، ن.، منصوری، ر. ۱۳۹۱. نمک‌زدایی از آب‌های شور و لب‌شور (علم و صنعت). انتشارات مولفان. دانشگاه علم و صنعت. تهران.
- Abdurazzak M. 1999. Editor Status of water resources development and management in the ESCWA region. *Proceedings of the Expert Group Meeting on Assessment of Economic and Social Developments in the ESCWA Region During the Last 25 years and Priorities for the Next Decade, 2000-2009*.
- Adham S.S., Jacangelo J.G. and Laine J.M. 1996. Characteristics and costs of MF and UF plants. *American Water Works Association Journal*, 88(5): 22-31.
- Azadi-ghdam M., Zraick F., Simon J., Farrell J. and Snyder S.A. 2016. A novel brine precipitation process for higher water recovery. *Desalination*, 385: 69-74.
- Albaina Urcelay A. 2007. *Tecnologías sostenibles sobre la gestión del agua: la desalación, estudio del caso en la zona costera del Mediterráneo*.
- Antony A., Low J.H., Gray S., Childress A.E., Le-Clech P. and Leslie G. 2011. Scale formation and control in high

- Hameeteman E. 2013. Future Water (In) security: Facts, Figures, and Predictions. Global Water Institute, Brussels, Belgium.
- Humpalik T., Lee J., O'hern S.C., Fellman B.A., Baig M. A., Hassan S.F. and Wang, E.N. 2011. Nanostructured materials for water desalination. *Nanotechnology*, 22(29): 292001.
- Jamaly S., Darwish N., Ahmed I. and Hasan S. 2014. A short review on reverse osmosis pretreatment technologies. *Desalination*, 354: 30-38.
- Johnson D.B., and Gleick G.H. 2008. The World's Water 2006-2007: The Biennial Report on Freshwater Resources. *Environmental Practice*, 10(3): 129.
- Johnson DW. and Muppavarapu N. 2017. Shipley HJ. AERATION WASTE HEAT FOR MEMBRANE EVAPORATION OF DESALINATION BRINE CONCENTRATE. *Journal of Membrane Science*.
- Kameswari K.S.B., Kalyanaraman C. and Thanasekaran K. 2011. Effect of ozonation and ultrasonication pretreatment processes on co-digestion of tannery solid wastes. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(3): 517-525.
- Khanzada N.K., Khan S.J. and Davies P.A. 2017. Performance evaluation of reverse osmosis (RO) pre-treatment technologies for in-land brackish water treatment. *Desalination*, 406: 44-50.
- Kianmehr P., Parker W. and Seto P. 2009. Characterization of ozone impacts on WAS properties and digestibility. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2009(12): 3923-3935.
- Kim D.H. 2011. A review of desalting process techniques and economic analysis of the recovery of salts from retentates. *Desalination*, 270(1): 1-8.
- Laxman K., Myint M.T. Z., Al Abri M., Sathe P., Dobretsov S. and Dutta, J. 2015. Desalination and disinfection of inland brackish ground water in a capacitive deionization cell using nanoporous activated carbon cloth electrodes. *Desalination*, 362: 126-132.
- Miller J.E. 2003. Review of water resources and desalination technologies. Sandia national labs unlimited release report SAND-2003-0800.
- Morillo J., Usero J., Rosado D., El Bakouri H., Riaza A. modification of seawater reverse osmosis (SWRO) membrane using methyl methacrylate-hydroxy poly (oxyethylene) methacrylate (MMA-HPOEM) comb-polymer and its performance. *Desalination*, 291: 1-7.
- Chung H.W., Nayar K.G., Swaminathan J. and Chehayeb K.M. 2017. Thermodynamic analysis of brine management methods: Zero-discharge desalination and salinity-gradient power production. *Desalination*, 404: 291-303.
- Cleveland C., Hugaboom D., Raczko B. and Moughami-an W. 2002. DAF pretreatment for ultrafiltration: cost and water quality implications. In *Proceedings of the 2002 Biannual AMTA Conference*.
- Corral A.F., Yenal U., Strickle R., Yan D., Holler E., Hill C. and Arnold R. G. 2014. Comparison of slow sand filtration and microfiltration as pretreatments for inland desalination via reverse osmosis. *Desalination*, 334(1): 1-9.
- Dukes S. and von Gottberg A. 2006. Membrane bioreactors for RO pretreatment. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2006(6): 6121-6132.
- Elimelech M. and Phillip W.A. 2011. The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *science*, 333(6043): 712-717.
- Freeman S.D and Majerle R.J. Silica fouling revisited. *Desalination*. 1995. Elsevier, 103(1-2): 113-115.
- Frenkel V. 2000. Desalination methods, technology, and economics, Kennedy/Jenks Consultants.
- Friedler E, Katz I. and Dosoretz C.G. 2008. Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination. *Desalination*, 222(1-3): 38-49.
- Fritzmman C., Löwenberg J., Wintgens T. and Melin T. 2007. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination*, 216(1-3): 1-76.
- Glueckstern P. and Priel M. 2003. Comparative cost of UF vs conventional pretreatment for SWRO systems. *International Desalination and Water Reuse Quarterly*, 13(1): 34-9.
- Greenlee L.F., Lawler D.F., Freeman B.D., Marrot B. and Moulin P. 2009. Reverse osmosis desalination: water sources, technology, and today's challenges. *Water research*, 43(9): 2317-2348.

- nology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452(7185): 301-310.
- Sheikholeslami R., Al-Mutaz I., Tan S. and Tan S. 2002. Some aspects of silica polymerization and fouling and its pretreatment by sodium aluminate, lime and soda ash. *Desalination*, 150(1): 85-92.
- Sheikholeslami R. 2003. Mixed salts—scaling limits and propensity. *Desalination*, 154(2): 117-127.
- Shumway SA. 1999. The work exchanger for SWRO energy recovery. *INTERNATIONAL DESALINATION AND WATER REUSE QUARTERLY*, 8: 27-33.
- Subramani A. and Jacangelo JG. 2014. Treatment technologies for reverse osmosis concentrate volume minimization: a review. *Separation and Purification Technology*, 122: 472-489.
- Tran T., Hoang M., Duong T. and Bolto B. 2011. Improving pollutant removal and membrane performance via pre-treatment with a specific formulation of polysilicate-iron. *Desalination and Water Treatment*, 34(1-3): 106-111.
- Turek M., Mitko K., Piotrowski K., Dydo P., Laskowska E. and Jakóbi-Kolon A. 2017. Prospects for high water recovery membrane desalination. *Desalination*, 401: 180-189.
- Vrouwenvelde J.S., Beyer F., Dahmani K., Hasan N., Galjaard G., Kruithof J.C. and Van Loosdrecht M.C.M. 2010. Phosphate limitation to control biofouling. *water research*, 44(11): 3454-3466.
- Wada Y., van Beek L.P., van Kempen C.M., Reckman J.W., Vasak S. and Bierkens M.F. 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophysical research letters*, 37(20), L20402.
- Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F. and Verstraete W. 2000. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water Research*, 34(8): 2330-2336.
- Wolff G. 2006. *The Economics of Desalination*. Pacific Institute.
- Yoon J., Amy G. and Yoon Y. 2005. Transport of target anions, chromate (Cr(VI)), arsenate (As(V)), and perchlorate (ClO₄⁻), through RO, NF, and UF membranes. *Water Science and Technology*, 51(6-7): 327-334.
- and Bernaola F. J. 2014. Comparative study of brine management technologies for desalination plants. *Desalination*, 336: 32-49.
- Nicolaisen B. 2003. Developments in membrane technology for water treatment. *Desalination*, 153(1-3): 355-60.
- Pearce G. 2008. UF/MF pre-treatment to RO in seawater and wastewater reuse applications: a comparison of energy costs. *Desalination*, 222(1-3): 66-73.
- Pramanik B.K., Shu L. and Jegatheesan V. 2017. A review of the management and treatment of brine solutions. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2017(3): 625-658.
- Quist-Jensen C., Macedonio F. and Drioli E. 2015. Membrane technology for water production in agriculture: Desalination and wastewater reuse. *Desalination*, 364: 17-32.
- Rachman R., Ghaffour N., Wali F. and Amy GL. 2013. Assessment of silt density index (SDI) as fouling propensity parameter in reverse osmosis (RO) desalination systems. *Desalination and Water Treatment*, 51(4-6): 1091-1103.
- Rahardianto A., Gao J., Gabelich C.J., Williams M.D. and Cohen Y. 2007. High recovery membrane desalting of low-salinity brackish water: integration of accelerated precipitation softening with membrane RO. *Journal of Membrane Science*, 289(1-2): 123-137.
- Reddy K. and Ghaffour N. 2007. Overview of the cost of desalinated water and costing methodologies. *Desalination*, 205(1-3): 340-353.
- Sahachaiyunta P., Koo T. and Sheikholeslami R. 2002. Effect of several inorganic species on silica fouling in RO membranes. *Desalination*, 144(1-3): 373-378.
- Sauvet-Goichon B. 2007. Ashkelon desalination plant—a successful challenge. *Desalination*, 203(1): 75-81.
- Semiat R., Sutzkover I. and Hasson D. 2003. Scaling of RO membranes from silica supersaturated solutions. *Desalination*, 157(1-3): 169-191.
- Service, R.F. 2006. Desalination freshens up. *Science* (New York, NY), 313(5790), 1088.
- Shannon M.A., Bohn P.W., Elimelech M., Georgiadis J.G., Mariñas B.J. and Mayes A.M. 2008. *Science and tech-*

Review of Technologies for Recovery and Removal of Phenolic Compounds from Olive Mill Wastewater

E. Asgarani^{1*}, F. Barati²

1,2- Associate Professor & M.Sc. Student of Microbial Biotechnology, Department of Biotechnology, Faculty of Biological Sciences, Alzahra University, Tehran, Iran.

*(Corresponding author Email: asgarani@gmail.com)

Received: 09-12-2017
Accepted: 02-09-2018

مروری بر روش‌های بازیابی و حذف ترکیبات فنولی از پساب واحدهای استحصال روغن زیتون

عزت عسگرانی^{۱*}، فرزانه براتی^۲

۲۰۱- به ترتیب دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد بیوتکنولوژی میکروبی، گروه بیوتکنولوژی، دانشکده علوم زیستی، دانشگاه الزهرا، تهران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: asgarani@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۹/۱۸

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۶/۱۱

Abstract

Phenolic compounds are known to be environmentally dangerous pollutants. It is demonstrated that discharging them into environment causes an inhibitory effect on plant seed germination, plant growth, and microbial division. However, antioxidant properties of phenols, has persuaded researchers to recover these compounds from industrial wastes in the recent years. Olive mill wastewater is a rich source of phenolic compounds and its treatment for recovering these compounds is inevitable. It has been investigated that coupling these treatments with recovery of valuable reagents can compensate a large amount of costs. Nowadays, recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater has attracted much attention due to its high added-value. Degradation of phenolic compounds can also produce high added-value materials. Biogas and compost are products from biological degradation processes. In this study physicochemical, biological, and combined processes for recovery and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater are reviewed.

Keywords: Wastewater, Olive oil, Phenolic compounds, Recovery.

چکیده

رهایش ترکیبات فنولی در محیط زیست، با مهار جوانه زنی بذر و ممانعت از رویش گیاهان، همچنین جلوگیری از رشد میکروب‌ها، زندگی آن‌ها را با تهدید مواجه می‌کند. از طرفی ویژگی‌های آنتی‌اکسیدانی فنول‌ها سبب توجه هرچه بیشتر پژوهشگران به بازیابی این ترکیبات از پسماندهای صنعتی در سال‌های اخیر شده است. پساب واحدهای استحصال روغن زیتون یکی از منابع غنی از ترکیبات فنولی است و پاک‌سازی آن از این ترکیبات امری گریزناپذیر است. در صورتی که تصفیه پساب‌ها همراه با بازیابی و یا تولید مواد با ارزش باشد، بخشی مهمی از هزینه‌های تیمار پساب، قابل جبران است. امروزه بازیابی ترکیبات فنولی از فاضلاب واحدهای استحصال روغن زیتون به دلیل ارزش افزوده بالا، بسیار مورد توجه قرار گرفته است. تخریب ترکیبات فنولی نیز می‌تواند با ارزش افزوده همراه باشد. زیست‌گاز و کمپوست از جمله محصولات سودمند تولید شده طی فرایندهای تخریبی زیستی هستند. این مطالعه به مرور روش‌های فیزیکیوشیمیایی، زیستی و همچنین روش‌های ترکیبی مورد استفاده در تصفیه پساب واحدهای استحصال روغن زیتون از ترکیبات فنولی پرداخته است.

واژه‌های کلیدی: پساب، روغن زیتون، ترکیبات فنولی، بازیابی.

ترکیبات فنولی مسئول عملکردهای ساختمانی و حفاظتی در گیاهان هستند و در رنگ، سختی و تلخی میوه‌ها یا سبزیجات نقش دارند. در فرایند استحصال روغن زیتون این ترکیبات به دلیل تخریب ساختمان فیزیکی زیتون آزاد می‌شوند. همچنین برخی از فنول‌ها نیز حین فرایندهای استخراج تولید شده و وارد پساب این واحدها می‌شوند. غلظت ترکیبات فنولی در فاضلاب روغن زیتون در بازه ۰/۵ تا ۲۴ گرم بر لیتر تغییر می‌کند. از جمله ترکیبات فنولی موجود در فاضلاب ذکر شده می‌توان الکل‌های فنولی (مانند تایروزول و هیدروکسی‌تایروزول) و پلی‌فنول‌هایی مانند اسیدهای فنولی، لیگنین‌ها، فلاونوئیدها و تانن‌ها را نام برد (Diamadopoulos و Paraskeva، ۲۰۰۶؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴؛ Soto و همکاران، ۲۰۱۱).

ویژگی‌های آنتی‌اکسیدانی فنول‌های موجود در پساب روغن زیتون، استفاده مجدد آن‌ها در صنایع دارویی، غذایی و آرایشی را مورد توجه قرار داده است. یکی از فعالیت‌های آنتی‌اکسیدانی این ترکیبات، توانایی آن‌ها برای گرفتن رادیکال‌های آزاد است. مطالعات درون‌جانداری^۱ نشان داده است این ترکیبات می‌توانند از اکسید شدن لیپوپروتئین‌های انسانی LDL که با بیماری سختی سرخرگ‌ها^۱ مرتبط است جلوگیری و همچنین تخریب اکسایشی DNA را محدود کنند. هیدروکسی‌تایروزول یکی از معدود مواد غذایی است که به‌خاطر توانایی آنتی‌اکسیدانی بالای خود، مورد تایید سازمان ایمنی مواد غذایی اروپا است (Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴). توانایی آنتی‌اکسیدانی هیدروکسی‌تایروزول در پلاسما و کبد رت‌ها و همچنین اثر محافظتی آن برای قلب به‌طور موفقیت‌آمیزی روی سلول‌های انسانی اثبات شده است (Casalino و همکاران، ۲۰۰۲؛ Leger و همکاران، ۲۰۰۰؛ Visioli و همکاران، ۲۰۰۱). این ویژگی‌ها محققان را به تلاش برای بازیابی ترکیبات ارزشمند فنولی از پساب روغن زیتون وادار ساخته است. باین‌وجود، ترکیبات فنولی به‌دلیل اثرات سمی برای گیاهان و میکروارگانیسم‌ها، در فهرست مواد سمی خطرناک اولویت‌دار سازمان حفاظت از محیط‌زیست قرار دارند. غلظت بالای ترکیبات فنولی در فاضلاب واحدهای استحصال روغن زیتون سبب تغییر رنگ نهرها و رودخانه‌ها، مهار جوانه‌زنی بذر، ممانعت از رویش گیاهان و جلوگیری از رشد میکروارگانیسم‌ها می‌شود بنابراین حذف فنول‌ها از این فاضلاب ضروری است (Sridevi و Lakshmi، ۲۰۰۹؛ Ntougias و همکاران، ۲۰۱۳؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴). به‌منظور بازیابی یا حذف ترکیبات فنولی از این پساب، روش‌های فیزیکوشیمیایی، زیستی و همچنین روش‌های ترکیبی به‌کار گرفته شده‌است.

بازیابی و حذف فنول‌ها از پساب روغن زیتون

۱- روش‌های فیزیکوشیمیایی

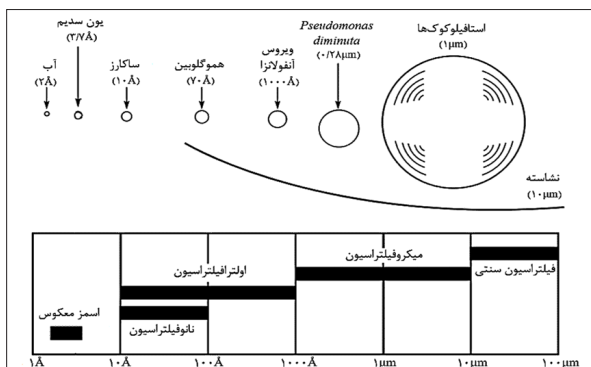
فرایندهای فیزیکی ساده‌مانند رقیق‌سازی، تبخیر، ته‌نشینی، فیلتراسیون و سانتریفیوژ برای تیمار پساب روغن زیتون مورد استفاده قرار گرفته

روغن زیتون به‌دلیل ارزش غذایی بالا، خواص دارویی و قابلیت استفاده در صنایع آرایشی و بهداشتی، از جمله محصولات است که روزبه‌روز بر تقاضای آن در بازار جهانی افزوده می‌شود. در پانزده سال گذشته، نزدیک به ۳۰ درصد رشد، در تولید جهانی روغن زیتون گزارش شده‌است. کشورهای حوزه مدیریتانه به‌تنهایی ۹۷ درصد از کل تولید روغن زیتون جهان را به خود اختصاص داده‌اند. بزرگترین کشورهای تولیدکننده روغن زیتون به‌ترتیب اسپانیا، ایتالیا، یونان، ترکیه، تونس، پرتغال، مراکش و الجزایر هستند. علاوه‌براین نواحی زیتون در خاورمیانه، ایالات متحده آمریکا، آرژانتین و استرالیا نیز کشت می‌شود. تولید روغن زیتون یک فعالیت اقتصادی بسیار مهم، به‌ویژه برای سه کشور اسپانیا، ایتالیا و یونان به‌حساب می‌آید (Morillo و همکاران، ۲۰۰۹؛ Diamadopoulos و Paraskeva، ۲۰۰۶).

سه سامانه شامل فشردن غیرپیوسته سنتی^۱، سانتریفیوژی دو فازی^۲ و سانتریفیوژی سه فازی^۳ برای استخراج روغن زیتون در مقیاس صنعتی استفاده می‌شود که امروزه اغلب دو روش آخر به‌کار گرفته می‌شود. فاز آبی خروجی از سامانه‌های سانتریفیوژی، پساب کارخانجات روغن زیتون^۴ نامیده می‌شود. فازهای تولید شده در سامانه سه فازی شامل روغن زیتون، پساب و کیک جامد^۵ می‌باشد. کیک جامد ترکیبی از پالپ و هسته‌های زیتون است که جهت استخراج روغن باقی‌مانده و روغن هسته به بخش‌های دیگر منتقل می‌شود. خروجی سامانه دو فازی، روغن زیتون و ضایعات نیمه‌جامد (آبکی) است که تحت عنوان ضایعات دو فازی^۶ شناخته می‌شود. فرایند غیرپیوسته، فاضلاب کمتر اما غلیظ‌تر (به‌ازای هر kg ۱۰۰۰ زیتون ۱۰۰/۵ مترمکعب) نسبت به فرایندهای سانتریفیوژی (به‌ازای هر kg ۱۰۰۰ زیتون ۱/۵-۱ مترمکعب) تولید می‌کند. تولید سالانه پساب کارخانجات روغن زیتون جهان ۱۰ تا ۳۰ میلیون مترمکعب برآورد شده است که به‌دلیل مصرف آب بیشتر در مرحله تهیه خمیر زیتون در فرایند سه فازی، مایع خروجی این سامانه نسبت به دو فازی بیشتر است.

بسته به عوامل بسیاری از جمله نوع، بلوغ و خاستگاه زیتون، شرایط آب‌وهوایی، شیوه‌های کشت یا پردازش و روش استخراج روغن زیتون، ویژگی‌ها و درصد ترکیبات پساب کارخانجات روغن زیتون متغیر است. این پساب حاوی ۸۳-۹۴٪ آب، ۴-۱۸٪ مواد آلی (شامل کربوهیدرات، لیپید، ترکیبات فنولی، پروتئین‌ها و...) و ۰/۴-۲/۵٪ مواد غیرآلی می‌باشد. مقادیر اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)^۷ و شیمیایی (COD)^۸ و مواد جامد معلق به‌ترتیب در محدوده‌های ۳۵-۱۱۰، ۴۵-۱۷۰، ۱-۹ گرم بر لیتر می‌باشد. پساب روغن زیتون دارای محتوای آلی و نسبت کربن به نیتروژن بالا است. درصد بالایی از ترکیبات آلی موجود در این پساب را ترکیبات فنولی تشکیل می‌دهند (Hamdi، ۱۹۹۶؛ Morillo و همکاران، ۲۰۰۹؛ Ntougias و همکاران، ۲۰۱۳؛ Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

تکنیک‌های غشایی با سایر تکنیک‌ها باعث بهبود در مصرف انرژی، کاهش هزینه و اندازه تجهیزات، کاهش آلودگی محیط زیست و سهولت جداسازی مواد می‌شود (Gebreyohannes و همکاران، ۲۰۱۶) که در روش‌های ترکیبی نیز می‌گنجد.



شکل ۱- متوسط قطر منافذ غشایی و اندازه نسبی حل‌شونده‌های مختلف (Baker, ۲۰۰۴).

با استفاده از یک طرح پیوسته شامل میکروفیلتراسیون، نانوفیلتراسیون، تقطیر اسمزی^{۱۳} و تقطیر غشایی تحت خلا^{۱۴} به منظور بازیافت، تخلیص و تغلیظ پلی‌فنول‌ها از فاضلاب کارخانجات روغن زیتون، ۷۸٪ از محتوای اولیه پلی‌فنول‌ها بازیابی شده است (Garcia-Castello و همکاران، ۲۰۱۰). مطالعه دیگری با استفاده از اولترافیلتراسیون تشدید می‌سلی^{۱۵} در حضور یک ماده فعال سطحی^{۱۶} آنیونی (نمک سدیم دودسیل سولفات با $\text{pH} < 2$) و یک غشا آب‌گریز پلی‌وینیلیدین‌فلوراید منجر به کاهش ۸۸ درصدی تیرگی پساب روغن زیتون از طریق خارج ساختن ۷۴٪ از پلی‌فنول‌ها شده است (El-Abbassi و همکاران، ۲۰۱۱). تاکنون درباره استفاده از فرایندهای غشایی برای بازیابی ترکیبات پلی‌فنولی در مقیاس‌های نیمه‌صنعتی یا آزمایشگاهی اطلاعات زیادی منتشر شده است. در یک تلاش صنعتی، کارخانه Rapanelli S.p.A بر روی بازیابی ترکیبات پلی‌فنولی از پساب روغن زیتون و افزودن ترکیبات آنتی‌اکسیدان به روغن زیتون و به منظور غنی‌سازی آن هدف‌گذاری کرده است. این کارخانه پس از تیمار آنزیمی، یک طرح پیوسته از غشاها شامل میکروفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون و اسمز معکوس به کار گرفته است. این طرح غشایی سه مرحله‌ای کاهش ۲۰-۲۵ درصدی حجم پساب و حذف ۹۸ درصدی COD را در پی داشته است. پلی‌فنل‌های بازیابی شده ۲۷-۴۴٪ محتوای فنولی بالاتر به روغن زیتون بخشیده است (Servili و همکاران، ۲۰۱۱).

۲-۱- جذب سطحی

فرایند جذب سطحی قادر به جداسازی گزینش‌پذیر ترکیبات از محلول‌ها است. در مقایسه با فناوری‌های دیگر، جذب سطحی به دلیل سادگی طراحی، اجرا و افزایش مقیاس، همچنین ظرفیت بالا، سرعت مناسب، سهولت بازسازی جاذب و هزینه کم مورد توجه است. این

است. هیچ‌یک از این فرایندها به تنهایی قادر به کاهش محتوای آلی و سمیت این پساب به حد قابل قبول نیست. رقیق‌سازی، معمولاً پیش از تیمار زیستی به منظور کاهش سمیت برای میکروارگانیسم‌های مسئول تجزیه مواد آلی استفاده می‌شود. تبخیر و ته‌نشینی عمدتاً شامل جداسازی فاز یا آب‌گیری است و تجزیه مواد آلی به مقدار زیاد در این مرحله رخ نمی‌دهد. ماده غلیظ‌شده، رومانند^{۱۱} و عصاره، پس از تبخیر و ته‌نشینی نیاز به تیمار دارد. به طور مشابه سانتریفیوژ نیز یک فرایند جداسازی فاز است که رومانند و ماده غلیظ‌شده حاصل از آن نیاز به تصفیه دارد (Malpei و Rozzi، ۱۹۹۶). روش‌های حرارتی برگشت‌ناپذیر مانند احتراق و پیرولیز به عنوان ابزاری برای بازیابی انرژی به منظور سوخت‌رسانی به کارخانه استخراج روغن زیتون مورد آزمایش قرار گرفته است. احتراق و پیرولیز فوایدی مانند کاهش حجم ضایعات و امکان بازیابی انرژی دارند اما به امکانات گران قیمت نیز نیاز دارند و باعث انتشار مواد سمی به جو می‌شوند (Caputo و همکاران، ۲۰۰۳؛ Niaounakis و Halvadakis، ۲۰۰۴).

۱-۱- فرایندهای غشایی (فیلتراسیون)

فرایندهای غشایی به عنوان یک روش معتبر برای بازیابی پلی‌فنول‌ها از پساب کارخانجات روغن زیتون مطرح هستند. معمول‌ترین عملیات غشایی مورد استفاده در تیمار این پساب میکروفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون، نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس هستند. باتوجه به قطر منافذ هر دسته از غشاها (شکل ۱) نانوفیلتراسیون و اسمز معکوس اغلب به منظور تغلیظ پلی‌فنول‌ها و در مراحل آخر فرایند بازیابی استفاده می‌شوند (Gebreyohannes و همکاران، ۲۰۱۶). کارخانه‌های صنعتی برای انجام جداسازی در مقیاس تجاری اغلب به صدها تا هزارها مترمربع غشا نیاز دارند. با روش‌های اقتصادی و کارآمد غشا مورد نیاز صنعت در فضای کوچک‌تری تامین شده است. این سامانه‌های فشرده که اغلب در شکل‌های مختلف صفحه‌ای، لوله‌ای و مارپیچی تولید شده است، اتاقک‌های غشایی^{۱۲} نامیده می‌شوند. توسعه فناوری تولید اتاقک‌های غشایی ارزان منجر به فرایندهای غشایی تجاری در دهه‌های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ شد (Baker، ۲۰۰۴).

روش‌های غشایی ایمن و ارزان هستند و به طور گسترده در صنایع غذایی مختلف و بخش‌های آب آشامیدنی استفاده می‌شوند. مهمترین مشکل در فرایند تیمار پساب روغن زیتون با استفاده از عملیات غشایی، غلظت بالای مواد جامد معلق موجود در این پساب است که منجر به رسوب این ذرات بر روی غشا می‌شود و تمیز کردن غشا را هزینه‌بر می‌کند (Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴). برای حل این مشکل راه‌حل‌های مختلف از جمله پیش‌تیمارهایی مانند سانتریفیوژ کردن برای کاهش مقدار مواد معلق موجود در پساب روغن زیتون و حل مشکل رسوب به کار گرفته شده است. در بسیاری از مطالعات از غشاها در یک طرح پیوسته به منظور حصول و یا تغلیظ ترکیبات پلی‌فنولی از این پساب استفاده شده است. در این حالت، مرحله (های) اول این طرح متوالی نیازمند کنترل رسوب است. همراهی یا جایگزینی

روش یک راه موثر و کم هزینه برای بازیابی و حذف ترکیبات فنولی از پساب روغن زیتون است. از جمله جاذب های مورد استفاده در فرایند جذب سطحی می تواند شامل کربن فعال، جاذب های معدنی، رزین ها و جاذب های زیستی باشد (Soto و همکاران، ۲۰۱۱).

کربن فعال از لایه های گرافیتی هیدروفوب کوچکی که دارای سطوح ناهمگون و گروه های عملکردی هیدروفیل هستند ساخته شده است. اصلاحات سطحی^{۱۷} به منظور افزایش کارایی، امکان پذیر است. دیگر ویژگی های کربن های فعال، منابع پایدار و قابل تجدید، ظرفیت بالا، کم هزینه و قابل اجرا بودن است. زغال و محصولات جانبی کشاورزی از منابع مرسوم کربن فعال هستند. Soto و همکاران (۲۰۱۱) تعدادی از ضایعات کشاورزی از جمله هسته و پوست میوه ها، چوب، چوب پنبه، زغال نیشکر، چوب ذرت، کلزا و کناف برای تولید جاذب های کربنی پیشنهاد کرده اند.

جاذب های معدنی شامل مواد سیلیسی، رس و ژئولیت های طبیعی هستند که توانایی تبادل یونی نشان می دهند. اصلاحات شیمیایی^{۱۸} می تواند تمایل مواد معدنی را به جذب ترکیبات فنولی افزایش دهد (Soto و همکاران، ۲۰۱۱). Hazirbulan و Ugurlu (۲۰۰۷) جذب کارا و موثر فنول و لیگنین از پساب روغن زیتون بر روی سپیولیت را گزارش کردند. ضایعات برخی صنایع نیز می توانند به عنوان منبع ارزانی برای برخی جاذب های معدنی باشند. به عنوان مثال خاکستر بادی^{۱۹} محصول جانبی نیروگاه های زغال سنگ است و دفع آن روی زمین به دلیل احتمال آزاد شدن مقادیری از فلزات سنگین نگرانی های زیست محیطی ایجاد کرده است. بنابراین تثبیت و تبدیل به ژئولیت و استفاده از آن به عنوان یک جاذب ارزان قیمت پیشنهاد شده است (Querol و همکاران، ۲۰۰۲).

رزین ها، جاذب های پلیمری مصنوعی شامل مواد با طبیعت هیدروفیل یا هیدروفوب مانند هم بسپارهای^{۲۰} پلی استیرن-دی وینیل بنزن، پلی متاکریلات و هم بسپارهای دی وینیل بنزن-اتیل وینیل بنزن هستند. جاذب های بسیاری^{۲۱} بادوام، بی اثر^{۲۲} و دارای ظرفیت جذب، کارایی و گزینش پذیری بالایی هستند. همچنین سمیت محدود داشته و به راحتی و با هزینه نسبتاً کم احیا می شوند. اما این جاذب ها سطح موثر کوچک تری نسبت به کربن های فعال داشته و نسبت به سایر جاذب ها گران هستند (Soto و همکاران، ۲۰۱۱).

اصطلاح جذب زیستی^{۲۳}، تعدادی از فرایندهای مستقل از متابولیسم را توصیف می کند که در آن ها جذب جسم حل شده از محلول آبی به وسیله مواد با منشأ زیستی رخ می دهد. تنها مکانیسمی که در آن دخالت دارد جذب روی دیواره ارگانیسم و یا مواد با منشأ آن ارگانیسم است. بنابراین مانند سایر فرایندهای جذب، مقدار و نوع گروه های عاملی موجود در سطح، مقدار جذب زیستی را تعیین می کند. جاذب های زیستی فاضلاب تخمیر (ضایعات تخمیر و لجن های فعال) و ضایعات کشاورزی، فراوان و مقرون به صرفه هستند. لجن باقی مانده از تصفیه فاضلاب خانگی یا صنعتی به تنهایی یا در ترکیب با دیگر جاذب ها می تواند به عنوان یک جاذب زیستی ارزان برای

ترکیبات فنولی استفاده شود. Cherifi و همکاران (۲۰۰۹) و Rao و Viraraghavan (۲۰۰۲) و Rubin و همکاران (۲۰۰۶) جذب ترکیبات فنولی مدل را بر روی ماکروجلبک، قارچ، اسفنج و ترکیبات فنولی پساب روغن زیتون را روی سلول های باکتریایی گزارش کردند.

ظرفیت جذب یک سامانه به سادگی قابل پیش بینی نیست. زیرا به عواملی مانند ویژگی های جاذب (تخلخل و مساحت سطح)، ویژگی های ماده جذب شده (ساختار، حلالیت، بار، گروه های عاملی، pK_a ، قطبیت، وزن مولکولی و اندازه)، شرایط محلول (حلال، pH، دما، قدرت یونی، غلظت جسم حل شده، رقابت بین حل شونده ها) و نوع راه اندازی آن سامانه وابسته می باشد (Soto و همکاران، ۲۰۱۱). اگرچه اغلب اطلاعات گزارش شده مربوط به تجربه هایی در مقیاس آزمایشگاهی است، اما این نتایج در بسیاری از موارد برای مقیاس بزرگتر نیز مفید هستند. Sabbah و همکاران (۲۰۰۴) در فیلتراسیون شنی و تیمار بعدی با پودر کربن فعال، ۹۵٪ ترکیبات فنولی موجود در پساب روغن زیتون را بازیابی کردند. بازده بازیافت با به کارگرفتن رزین آمبرلیت XAD۱۶ به عنوان جاذب و اتانول به عنوان یک فاز زیست سازگار برای جداسازی ماده جذب شونده از جاذب کمتر (۶۰٪) بوده است (Scoma و همکاران، ۲۰۱۱). بررسی دیگری نشان داده است که گرانول های کربن فعال می توانند از نظر جذب و دفع سطحی فنول از آزولا (که یک ماتریس گیاهی است) بسیار موثرتر باشند. هیدروکسی تاپروزل به دست آمده از جاذب کربنی، ۳/۵ برابر غلظت بیشتری نسبت به آزولا داشته است (Ena و همکاران، ۲۰۱۲). همچنین پوست موز به عنوان یک جاذب زیستی ارزان قیمت برای حذف ترکیبات فنولی از پساب استفاده شده است. با افزایش مقدار پوست موز از ۱۰ به ۳۰ $g.L^{-1}$ ، جذب ترکیبات فنولی به طور معناداری از ۶۰ به ۸۸٪ افزایش یافته است. مطالعات روی دفع سطحی نشان داده است که مقادیر پایین pH برای دفع ترکیبات فنولی از سطح موثر می باشد (Achak و همکاران، ۲۰۰۹).

۳-۱- استخراج با حلال

فنول ها شامل یک یا تعداد بیش تری گروه های هیدروکسیل (بخش قطبی) هستند که به حلقه (های) آروماتیک (بخش غیرقطبی) متصل شده اند و در یک محیط پروتون دار قطبی مانند الکل ها (اتانول و متانول) به راحتی حل می شوند. اما گالیک، سینامیک و کوماریک اسیدها به ترتیب آب، دی کلرومتان و استون را ترجیح می دهند. به این دلیل پیشنهاد می شود که برای جدا کردن ترکیبات معین قبل از انجام مراحل پی در پی با حلال هایی که قطبیت آن ها کاهش می یابد، ابتدا استخراج با یک حلال پروتون دار قطبی (مخلوط آبی الکلی) انجام شود (Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

یکی از معایب روش استخراج با حلال، باقی ماندن بخشی از حلال همراه محصول است. به خصوص اگر این محصول در صنعت غذا یا دارو استفاده شود، می تواند اثرات خطرناکی بر سلامت انسان داشته باشد. برای رفع این مشکل نیاز به مراحل خالص سازی بیشتر است که روی زمان و هزینه فرایند اثرگذار

است. مخلوط‌های آبی الکلی به‌دلیل درجه^{۲۴} غذایی به‌عنوان مناسب‌ترین حلال‌ها برای استخراج ترکیبات فنولی از پساب روغن زیتون مطرح شده‌اند. مطالعات نشان داده است شرایط استخراج (pH، زمان، دما، نوع حلال و غلظت) می‌تواند بر بازده، نرخ استخراج و فعالیت عصاره فنولی به‌دست‌آمده بسیار موثر باشد (Brunner، ۲۰۱۳؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴). یک مخلوط آبی-الکلی منجر به بازیابی ۸۵٪ ترکیبات فنولی پساب روغن زیتون شده و عصاره حاصل فعالیت آنتی‌اکسیدانی خود را به‌مدت ۱۸ هفته حفظ کرده است (Galanakis و همکاران، ۲۰۱۰). Karakaya و Takac (۲۰۰۹) از اتانول (تا ۷۰٪) و یک اسید آلی (۵/۰-۳٪) برای استخراج پلی‌فنول‌ها از فاضلاب کارخانجات روغن زیتون استفاده کردند. Bouaziz و همکاران (۲۰۰۸)، DeLeonardis و همکاران (۲۰۰۷) و De Marco و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند اتیل‌استات به‌عنوان مناسب‌ترین حلال برای استخراج مونومرهای فنولی دارای وزن مولکولی کم و متوسط می‌باشد که درصد بازیافت آن در شرایط مربوطه بیش از ۹۰٪ است. بازده بالای بازیابی هیدروکسی تایروزل (۴۶/۸۵٪) از فاضلاب روغن زیتون با استفاده از استخراج سه مرحله‌ای پیوسته مایع-مایع به‌روش ناهمسو به‌دست‌آمده است. به‌طوری‌که به‌ازای هر یک لیتر پساب، ۱/۲۲۵ گرم هیدروکسی تایروزل استخراج شده است (Allouche و همکاران، ۲۰۰۴).

۴-۱- اکسید کردن

ترکیبات سمی و مواد دارای ساختار شیمیایی مقاوم می‌توانند توسط یک عامل اکسیدکننده قوی تجزیه شوند. در سال‌های اخیر فرایندهای اکسید کردن و اکسید کردن پیشرفته برای تیمار ضایعات صنعتی و به‌ویژه پساب روغن زیتون بسیار مورد توجه قرار گرفته است. اوزون (O_3) یک عامل اکسیدکننده قوی است که به‌صورت انتخابی به ترکیبات حاوی حلقه‌های آروماتیک و پیوندهای دوگانه حمله می‌کند (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). اوزون‌زنی^{۲۵} حوضچه‌های تبخیری حاوی فاضلاب روغن زیتون، منجر به حذف ۹۰٪ ترکیبات فنولی شده است (Karageorgos و همکاران، ۲۰۰۶). فرایندهای اکسید کردن پیشرفته با ایجاد و عمل رادیکال‌های هیدروکسیل سروکار دارند. این گونه‌های ناپایدار و واکنش‌پذیر توسط یک منبع اکسیژن و یک منبع انرژی تولید می‌شوند. منبع اکسیژن معمولاً اوزون یا هیدروژن پراکسید (H_2O_2) و منبع انرژی پرتو فرابنفش (UV) یا انرژی خورشیدی است. به‌منظور افزایش مقیاس فرایندهای اکسید کردن باید هزینه‌های انرژی تنظیم و حفظ و همچنین pH ارزیابی شود (Diamadopoulos و Paraskeva، ۲۰۰۶).

مقایسه دو فرایند اکسید کردن پیشرفته برای تیمار پساب روغن زیتون با نام‌های O_3/UV و H_2O_2/UV در pH بهینه به‌ترتیب هفت و دو حذف ۹۹ درصدی COD و فنول را در پی داشته است. غلظت H_2O_2 در بازه ۷۵۰-۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر زمان بهینه اوزون‌زنی پنج ساعت و غلظت اوزون ۵۳۵ میلی‌گرم در لیتر بوده است (Aktas و همکاران، ۲۰۰۱). اکسید کردن الکتروشیمیایی با آند Ir/ Pt/ Ta و

Ti قادر به حذف تقریباً تمام محتوای فنولی از فاضلاب کارخانجات روغن زیتون بوده است. افزایش ولتاژ و شوری سبب بهبود عملکرد این پیل الکتروشیمیایی شده است (Gotsi و همکاران، ۲۰۰۵).

۵-۱- انعقاد-لخته‌سازی^{۲۶}

در این تحقیق منظور از انعقاد، تجمع پراکندگی‌های کلوئیدی است. این فرایند برای حذف جامدات معلق از محلول‌های آبی استفاده می‌شود. ذرات معلق در منشأ، بار، اندازه، شکل و چگالی متفاوت هستند. مواد جامد معلق موجود در آب بار سطحی منفی دارند بنابراین به‌دلیل نیروی دافعه به یکدیگر نمی‌پیوندند و از آب جدا نمی‌شوند. در فرایند انعقاد از یک عامل منعقدکننده که معمولاً نمک فلزات سه ظرفیتی مثل آهن و آلومینیوم است استفاده می‌شود. این نمک‌ها به‌صورت مایع یا خشک به محلول آبی اضافه می‌شوند. پس از آن به مخلوط‌سازی سریع و با انرژی زیاد برای پراکنده ساختن مواد شیمیایی در سراسر محلول نیاز است. تفکیک عامل منعقدکننده به یون‌های با بار مثبت منجر به خنثی‌سازی بخشی از بار سطحی ذرات معلق و در نتیجه پیوستن آن‌ها به یکدیگر می‌شود این ذرات کمی بزرگتر، میکروفلاک^{۲۷} نامیده می‌شوند و با چشم غیرمسلح قابل مشاهده نیستند. مخلوط شدن بیش از اندازه بر فرایند انعقاد اثرگذار نیست اما اختلاط ناکافی این مرحله را ناقص می‌کند (Bratby، ۲۰۰۶؛ O'Melia، ۱۹۷۸).

فرایند انعقاد با لخته‌سازی دنبال می‌شود. لخته‌سازی یک مرحله مخلوط شدن ملایم است که طی آن میکروفلاک‌ها با یکدیگر برخورد کرده و موجب ایجاد ساختارهای بزرگتر و قابل‌رویت به‌نام پینفلاک‌ها^{۲۸} می‌شوند. اندازه این ساختارها به‌طور پیوسته با برخوردها و واکنش یون‌های فلزی با یون‌های هیدروکسید و سایر یون‌های موجود در محلول و با پلی‌مرهای آلی و معدنی اضافه شده (عوامل کمک‌انعقادی) افزایش یافته است و ماکروفلاک‌ها تشکیل می‌شوند (Bratby، ۲۰۰۶). از جمله عوامل کمک‌انعقادی مورد استفاده در این مرحله می‌توان سیلیس فعال و پلی‌الکترولیت‌های طبیعی و مصنوعی را نام برد. پلی‌الکترولیت‌ها به‌طور کلی در اتصال با عوامل انعقادی فلزی برای تحریک تشکیل، افزایش مقاومت، زیاد شدن وزن و بهبود سرعت ته‌نشینی فلاک‌ها استفاده می‌شوند. هنگامی که فلاک به حداکثر اندازه و مقاومت رسید محلول آبی برای ته‌نشینی آماده است (O'Melia، ۱۹۷۸).

پایین بودن قیمت مواد منعقدکننده معدنی و دسترسی آسان به آن‌ها، مؤثر بودن بسیارها در دوزهای پایین و در دامنه وسیع pH از نقاط مثبت فرایند انعقاد-لخته‌سازی است. اما از آنجایی که این فرایند زمان نگهداری دارد کارخانه به حوضچه‌های بزرگ و زمین زیاد نیاز پیدا می‌کند. از طرفی عوامل انعقادی معدنی می‌توانند pH آب را تغییر دهند و در نتیجه برای تنظیم pH از موادی مانند آهک استفاده می‌شود که نیاز به ذخیره و تجهیزات مقاوم به خوردگی دارد. از سوی دیگر بسیارها چند برابر گران‌تر از عوامل انعقادی معدنی هستند و به‌علت سمیت احتمالی قبل از مقیاس کارخانه باید

۲-۱- هضم بی‌هوازی

هضم بی‌هوازی در غیاب اکسیژن مولکولی توسط میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی عمدتاً باکتری‌ها، که دارای نرخ رشد پایین‌تری نسبت به میکروارگانیسم‌های هوازی هستند انجام می‌شود. مراحل اصلی این فرایند هیدرولیز، اسیدوژنز و متانوژنز هستند که آخرین مرحله به دلیل تولید گاز متان به عنوان مهمترین مرحله شناخته می‌شود. هضم بی‌هوازی یکی از روش‌های زیستی مورد استفاده برای تیمار فاضلاب روغن زیتون می‌باشد. این روش دارای نیازهای انرژی پایین است، لجن کمتری تولید کرده و امکان حصول انرژی را فراهم می‌کند (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

به دلیل عدم توازن مواد مغذی پساب کارخانجات روغن زیتون به طور عمده ناشی از نرخ بالای نسبت کربن به نیتروژن (۵۰ ~)، pH پایین (۵ ~)، قلیابیت^{۳۱} کم (به ازای هر لیتر پساب، $gCaCO_3$ ۰/۶ ~) و حضور مواد مهار کننده مانند ترکیبات فنولی و اسیدهای چرب بلند زنجیر، این پساب قبل از تیمار بی‌هوازی، ممکن است به هر کدام از مراحل رقیق‌سازی، افزودن مواد مغذی، تنظیم قلیابیت، سازگارسازی سوبیه با پساب و پیش‌تیمار (مانند پیش‌تیمارهای فیزیکیوشیمیایی و هوازی) نیاز داشته باشد. روش دیگر که توسط محققان برای به حداقل رساندن مشکلات هضم بی‌هوازی پساب روغن زیتون اتخاذ شده است، هم‌هضمی^{۳۲} این پساب با دیگر سوبستراها می‌باشد (Morillo و همکاران، ۲۰۰۹).

یک پیش‌تیمار فیزیکیوشیمیایی مانند استفاده از نمک‌های کلسیمی محلول، لیپیدها را به صورت نمک‌های نامحلول رسوب می‌دهد. دیگر روش‌های فیزیکیوشیمیایی مثل فیلتراسیون، سانتریفیوژ، رسوب‌دهی، جذب سطحی، اوزون‌زنی و... نیز می‌توانند بخشی از محتوای آلی پساب را حذف کنند. پیش‌تیمار هوازی عبارت‌است از استفاده از سوبیه‌های هوازی سازگار شده به منظور تخریب بخشی از ترکیبات فنولی و اسیدهای چرب بلند زنجیر. به این ترتیب سمیت پساب روغن زیتون کاهش یافته و می‌تواند هدف تیمار بی‌هوازی قرار گیرد. پیش‌تیمارها می‌توانند نرخ حذف را در تیمار بی‌هوازی بعدی، بالا ببرند که این تغییر با افزایش در سه مؤلفه سرعت ویژه رشد، ثابت سینتیکی و راندمان تولید متان نشان داده می‌شود. هم‌هضمی فاضلاب روغن زیتون به معنی همراه کردن آن با دیگر ضایعات به منظور تأمین نیازهای pH، قلیابیت و در بسیاری از موارد مواد غذایی ضروری برای هضم بی‌هوازی است. همچنین امید است که این فرایند از تیمار هر پساب به طور جداگانه مقرون به صرفه‌تر باشد (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). به عنوان مثال هم‌هضمی با سوبستراهای غنی از نیتروژن مثل کود حیوانی، مقادیر پایین نیتروژن پساب را جبران می‌کند (Angelidaki و Ahring، ۱۹۹۷). در یک مطالعه، هم‌هضمی پساب روغن زیتون با فاضلاب کشتارگاه منجر به یک مرحله ته‌نشینی آغازی توسط

در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوت ارزیابی شوند. معمولاً همراه شدن سایر فرایندها با انعقاد-لخته‌سازی (تکنیک‌های ترکیبی) سبب بالا رفتن کارایی حذف مواد آلی می‌شود (Bratby، ۲۰۰۶؛ Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶).

انعقاد الکتروشیمیایی^{۳۳} روشی است که اخیراً به تیمار پساب روغن زیتون و دیگر پساب‌های صنعتی توجه کرده است. در پی انعقاد الکتروشیمیایی عامل انعقادی از یک آند مانند آلومینیوم یا آهن در محلول تولید می‌شود. یون‌های فلزی حاصل بارهای مخالف روی سطح ذرات معلق را خنثی کرده و در نتیجه این ذرات به یکدیگر می‌پیوندند. به طور هم‌زمان آزادسازی حباب‌های هیدروژن در کاتد، حذف آلاینده‌ها را از طریق شناور شدن^{۳۴} ممکن می‌سازد. برخی پارامترها مانند pH، مدت زمان انجام کار، چگالی جریان، غلظت اولیه فنول و اضافه کردن کلرید سدیم نقش مهم و معناداری دارد. این فرایند حجم لجن کمتری در مقایسه با روش انعقاد سنتی تولید می‌کند (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

در طول فرایند انعقاد الکتروشیمیایی با الکترودهای آلومینیوم، ۷۶٪ کاهش COD، ۹۱٪ حذف فنول و ۹۵٪ کاهش تیرگی فاضلاب روغن زیتون پس از ۲۵ دقیقه تیمار به دست آمده است. محدوده pH بهینه ۴-۶ (pH معمول فاضلاب روغن زیتون) و چگالی جریان بهینه و اقتصادی، $75 mA.cm^{-2}$ بوده است (Monser و Adhoum، ۲۰۰۴). Hanafi و همکاران (۲۰۱۰) بیان کردند بیشترین حذف پس از پانزده دقیقه تیمار، اضافه کردن کلرید سدیم با غلظت $2 g.L^{-1}$ به پساب فوق و استفاده از چگالی جریان $250 A.m^{-2}$ به دست آمده است. همچنین حذف قابل توجه فنول (۹۷٪) از فاضلاب یک پالایشگاه نفت بعد از دو ساعت تیمار، با غلظت اولیه ۳۰ میلی گرم در لیتر فنول، pH محلول ۷ و افزایش چگالی جریان گزارش شده است (Abdelwahab و همکاران، ۲۰۰۹).

۲-۲ فرایندهای زیستی

فرایندهای زیستی قادر به حذف مواد آلی و معدنی مغذی هستند و در سراسر جهان برای تیمار فاضلاب‌ها استفاده می‌شوند. این فرایندها اغلب دوست‌دار محیط زیست و در بیشتر موارد مقرون به صرفه هستند. در انتخاب میکروارگانیسم و سازگار کردن آن برای تیمار پساب روغن زیتون توجه و دقت نیاز است زیرا ترکیبات فنولی موجود در این پساب مهارکننده رشد میکروارگانیسم‌ها هستند. جدول (۱) تعدادی از جنس‌ها و گونه‌های مختلف میکروارگانیسم‌هایی را نشان می‌دهد که توانایی آن‌ها در تخریب فنول‌ها به اثبات رسیده است. ترکیبات فنولی توسط باکتری‌ها تحت شرایط هوازی به دی‌اکسیدکربن و تحت شرایط بی‌هوازی به دی‌اکسیدکربن یا متان تبدیل می‌شوند (Sridevi و Lakshmi، ۲۰۰۹؛ Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). روش‌های زیستی تخریب ترکیبات فنولی در زیر شرح داده شده است.

پروتئین‌های موجود در فاضلاب کشتارگاه و کاهش COD، حذف بخشی از مواد معلق و همچنین کاهش فنول شده است (Ganoun و همکاران، ۲۰۰۵).

چند مطالعه در مقیاس آزمایشگاهی با استفاده از راکتورهای لجن بی‌هوازی، به کاهش ۷۰-۸۰٪ COD پساب روغن زیتون منجر شده است. زمان ماند هیدرولیکی^{۳۳} در این مطالعات دو تا پنج روز بوده است. رقیق‌سازی پساب در ابتدای عملیات، افزودن مواد مغذی و تنظیم قلیائیت نیز انجام شده است. با افزایش زمان ماند به ۲۵ روز، ۸۹٪ کاهش COD مشاهده شده است. همچنین نرخ تولید زیست‌گاز ۰/۳-۰/۳۵ مترمکعب متان به ازای کیلوگرم COD حذف شده است (Raposo و همکاران، ۲۰۰۴؛ Ubay و Öztürk، ۱۹۹۷). استفاده از یک راکتور بسته متوالی^{۳۴} بی‌هوازی، با زمان ماند هیدرولیکی سه روز، تا ۸۰٪ کاهش COD پساب نام برده را نشان داده است. ماده مغذی، اضافه نشده اما محلول از COD ابتدایی ۹۷ g.L⁻¹ به ۱۶ g.L⁻¹ رقیق شده است. تنظیم قلیائیت و حفظ pH حدود ۷ ضروری بوده است (Ammary، ۲۰۰۵). دو راکتور بی‌هوازی که یکی دارای گرانول‌های کربن فعال و دیگری حاوی دانه‌های سیلیکا بوده است، بهبود قابل توجهی در حذف مواد آلی نسبت به تیمار بی‌هوازی معمولی داشته‌اند. استفاده از راکتورهای دارای کربن فعال و سیلیکا به ترتیب ۷۸/۴ و ۴۸/۳٪ کاهش COD، ۹۰ و ۵۰/۶٪ حذف فنول و ۰/۸ و ۰/۱۸ مترمکعب متان تولید شده به ازای کیلوگرم COD حذف شده را نشان داده است (Bertin و همکاران، ۲۰۰۴).

۲-۲- تیمار هوازی

تیمار هوازی فناوری معمول در تیمار پساب‌ها است. برای تیمار فاضلاب روغن زیتون، یک دوره سازگارسازی میکروارگانیسم (به دلیل حضور عوامل مهارکننده) مورد نیاز است. Benitez و همکاران (۱۹۹۷)؛ (۱۹۹۹) تخریب هوازی پساب روغن زیتون را در راکتور لجن فعال بسته مخلوط‌شونده^{۳۵} پس از سازگارسازی اولیه بررسی کردند. در این مطالعات حذف COD در محدوده ۵۸-۶۸٪ برای COD اولیه ۶۵-۹۸ گرم بر لیتر، ۸۱-۸۴٪ برای COD آغازی ۲۲ گرم بر لیتر و حذف فنول در هر دو مطالعه ۹۰٪ به دست آمد. مخمر *Candida tropicalis* و باکتری *Lactobacillus paracasei* طی هضم هوازی پساب روغن زیتون همراه با آب پنیر به عنوان کوسوبسترا، فنول‌ها را به ترتیب نزدیک ۴۵ و ۲۳٪ تخریب کرده‌اند (Aouidi و همکاران، ۲۰۰۹؛ Martinez-Garcia و همکاران، ۲۰۰۷). Borja و همکاران (۱۹۹۵) در مقایسه‌ای *Aspergillus terreus*، *Azotobacter chroococcum* و *Geotrichum candidum* را به عنوان پیش‌تیمارهای هوازی برای فاضلاب ذکر شده به کار گرفتند. کاهش COD توسط این سویه‌ها به ترتیب ۶۳/۳، ۷۴/۳ و ۷۰٪ محاسبه شد. تجزیه فنول‌ها نیز روند مشابهی داشته و به ترتیب ۶۵/۶، ۹۰ و ۹۴/۳٪ گزارش شده است. حذف برخی از گونه‌های معین ترکیبات فنولی توسط *Aspergillus*

terreus ۱۰۰٪ بوده است (Borja و همکاران، ۱۹۹۵). در بررسی دیگری از سویه سازگار شده *Ralstonia eutropha* به عنوان یک تیمار هوازی برای پساب روغن زیتون استفاده شده است. سلول‌های آزاد، فنول کل و COD پساب رقیق‌شده را به ترتیب ۵۶ و ۴۲٪ کاهش داده است. همچنین با استفاده از یک راکتور بستر پرشده، کارایی *Ralstonia eutropha* تثبیت شده بر لופا بررسی شده است به طوری که کاهش فنول کل و COD به ترتیب ۷۳ و ۶۴٪ محاسبه شده است (Jalilnejad و همکاران، ۲۰۱۱).

کمپوست‌کردن^{۳۶} نیز یک فرایند تجزیه هوازی است. در این فرایند طی یک دوره چند هفته‌ای، مواد آلی تجزیه گشته و یک محصول گرانولی شبیه هوموس (گیاه‌خاک) تولید شده که به عنوان کود یا تهویه‌کننده خاک استفاده می‌شود (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). می‌توان از پساب روغن زیتون کمپوست با کیفیت بالا تولید کرد و در نتیجه نیاز به کودهای شیمیایی را کاهش داد (Tomati و همکاران، ۱۹۹۶).

۳-۲- تیمار آنزیمی

به طور کلی اطلاعات علمی در دسترس نشان می‌دهند که در تخریب فنول‌های ساده و بسیار پیچیده موجود در فاضلاب روغن زیتون، قارچ‌ها از باکتری‌ها بسیار کارا تر هستند. قارچ‌های راسته *Basidiomycota* از ابزارهای برجسته برای تخریب آلودگی‌های مقاوم به تجزیه مثل فنول‌ها، نفتول‌ها، بیس فنول‌ها، ترکیبات آروماتیک هالوژن‌دار، هیدروکربن‌های پلی‌آروماتیک و... می‌باشند. این قارچ‌ها به دلیل تولید فنول‌اکسیدازها و پراکسیدازها پتانسیل بالایی برای تخریب ترکیبات فنولی دارند. به عنوان مثال برخی گونه‌های جنس *Pleurotus* در تخریب ترکیبات فنولی موجود در پساب روغن زیتون بسیار موثر هستند (Martínková و همکاران، ۲۰۱۶؛ Morillo و همکاران، ۲۰۰۹).

آنزیم لاکاز (EC 1.10.3.2) یک فنول‌اکسیداز است که در دهه‌های اخیر بسیار مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است. طی فعالیت این آنزیم، احیا اکسیژن مولکولی به آب معمولاً با اکسیداسیون یک سوبسترای فنولی همراه است. واکنش‌های اکسیداسیون شیمیایی در صنایع مختلف به دلیل استفاده از مواد شیمیایی خطرناک سلامت محیط زیست را به خطر می‌اندازد. بنابراین تحقیقات به سمت تکنولوژی‌های اکسیداسیون جدید بر اساس فرایندهای زیستی مثل اکسیداسیون آنزیمی پیش رفت. مزیت دیگر آنزیم‌ها نسبت به اکسیداسیون‌های شیمیایی این است که واکنش‌های آنزیمی در شرایط ملایم انجام می‌شوند. لاکاز، اکسیداسیون ارتو و پارا دی فنول‌ها، آمینوفنل‌ها، پلی‌فنل‌ها، پلی‌آمین‌ها، لیگنین‌ها و آریل دی آمین‌ها را کاتالیز می‌کند (Couto و Herrera، ۲۰۰۶).

فعالیت بالای لاکاز برخی گونه‌های جنس *Pleurotus* سبب کاهش

حدود ۷۰٪ فنول‌ها از پساب روغن زیتون شده است (Tsioulpas و همکاران، ۲۰۰۲) همچنین *Trametes versicolor* به عنوان یک مخرب خوب با کاهش ۸۷٪ فنول‌ها ظاهر شده است (Cerrone و همکاران، ۲۰۱۱). D'Annibale و همکاران (۱۹۹۹؛ ۲۰۰۰) تأثیر لاکازهای تثبیت شده مربوط به *Lentinul edodes* در تجزیه ترکیبات فنولی فاضلاب ذکر شده مورد بررسی قرار دادند. کارایی حذف فنول و پایداری آنزیمی برای آنزیم‌های تثبیت شده نسبت به آنزیم‌های آزاد بیشتر بوده است. جذب ذرات موجود در پساب روی سطح آنزیم که می‌تواند سبب پوشاندن جایگاه فعال آنزیم شود و همچنین رادیکال‌های آزاد تشکیل شده طی واکنش اکسیداسیون می‌تواند فعالیت لاکازهای تثبیت شده را مختل کند. با این وجود می‌توان از طریق حذف محصولات غیرمحلول از آب تیمار شده به عنوان مثال به وسیله فیلتراسیون، فعالیت آنزیم را حفظ کرد (D'Annibale و همکاران، ۱۹۹۹؛ D'Annibale و همکاران، ۲۰۰۰). تیمار پساب روغن زیتون با لاکاز تثبیت شده قارچ *Lentinula edodes* منجر به کاهش معنادار پلی‌فنول‌ها (۹۰٪) شده است (D'Annibale و همکاران، ۱۹۹۹). همچنین تیمار این پساب با فنول اکسیداز خالص سازی شده *Pleurotus ostreatus*، محتوای فنولی را ۹۰٪ کاهش داده است (Martirani و همکاران، ۱۹۹۶). انتظار می‌رود کاهش سمیت پساب روغن زیتون تیمار شده با لاکاز لزوماً با کاهش ترکیبات فنولی آن متناسب نباشد. در تعدادی از مطالعات کاهش ترکیبات فنولی بدون کاهش سمیت فاضلاب روغن زیتون تیمار شده گزارش شده است. سمیت پساب تیمار شده می‌تواند به حضور ترکیبات فنولی باقی مانده مثل اورتوبنزوکوئینون‌ها، کوئینونوئیدها و پلیمرهای حاصل از فرایند اکسیداسیون که بسیار سمی‌تر از ترکیبات مادری هستند مربوط باشد. با این وجود برخی از دیگر مطالعات به کاهش قابل توجه سمیت این پساب همراه با کاهش ترکیبات فنولی اشاره داشته‌اند. اختلاف در نتایج سمیت آزمایش‌های مختلف باید به دقت بررسی شود زیرا تفاوت در نتایج می‌تواند به دلیل ترکیب متغیر پساب روغن زیتون و حساسیت متفاوت ارگانیسم مورد استفاده در تست‌های سمیت باشد (Catherine و همکاران، ۲۰۱۶).

۳- روش‌های ترکیبی

روش‌های ترکیبی برای به حداکثر رساندن حذف فنول‌ها از پساب روغن زیتون استفاده می‌شوند اما ممکن است افزایش تعداد مراحل به طور چشم‌گیری هزینه کل فرایند را افزایش دهد. یک روش ترکیبی اکسید کردن فنتون نام دارد که اکسید کردن شیمیایی و انعقاد را ترکیب کرده و یکی دیگر از فناوری‌های امیدبخش است (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). اکسید کردن فنتون از واکنش بین H_2O_2 و یک نمک فروس (Fe^{2+}) تحت شرایط اسیدی طبق واکنش زیر به دست می‌آید (Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^\cdot$$

واکنش‌های فنتون می‌توانند مواد آلی مقاوم به تخریب را تیمار کنند. یک فرایند فنتون پیشرفته با نور خورشید یا UV (فنتون نوری)^{۳۷}، توانایی قابل توجهی برای کاهش محتوای فنولی پساب روغن زیتون یا دیگر پساب‌های صنعت کشاورزی دارد. با توجه به pH اسیدی فاضلاب روغن زیتون و کارایی رضایت بخش در حذف فنول‌ها فرایندهای فنتون و فنتون نوری به عنوان فناوری‌های مناسب برای تیمار پساب ذکر شده در نظر گرفته شده‌اند. اگر فرایند فنتون در یک پیل الکتروشیمیایی انجام شود الکتروفنتون نام دارد (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶؛ Rahmanian و همکاران، ۲۰۱۴).

ترکیبی از ته‌نشینی، سانتریفیوژ، فیلتراسیون و جذب بوسیله کربن فعال منجر به حذف حداکثری فنول (۹۴٪) و مواد آلی (۸۳٪) از فاضلاب روغن زیتون شده است (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). سامانه ترکیبی دیگری متشکل از الکتروفنتون، هضم بی‌هوازی و اولترافیلتراسیون در مقیاس آزمایشگاهی برای تیمار این پساب به کار گرفته شده است. الکتروفنتون منجر به حذف بالای ترکیبات مونوفنولی (۹۵٪) شده و اولترافیلتراسیون به عنوان یک پساتیمار^{۳۸}، فنول‌های باقی مانده با جرم مولکولی بالا را حذف کرده است. یک محاسبه اقتصادی از این تیمار نشان داده است که ۷۳/۵ KWh انرژی به ازای تیمار هر متر مکعب پساب به دست آمده است (Jaouani و همکاران، ۲۰۰۳). تیمار فاضلاب روغن زیتون به وسیله فرایند ترکیبی انعقاد-لخته سازی-ته‌نشینی و یا فیلتراسیون بسته به سامانه مورد استفاده در استخراج روغن زیتون ۶۲-۷۳٪ ترکیبات فنولی را حذف کرده و COD را بیش از ۴۰٪ کاهش داده است (Paraskeva و Diamadopoulos، ۲۰۰۶). همچنین Papaphilippou و همکاران (۲۰۱۳)، در فرایندی شامل انعقاد-لخته سازی-استخراج با حلال-اکسید کردن فنتون نوری برای ارزشمند کردن و تیمار پساب مورد نظر استفاده کردند. پیش تیمار انعقاد-لخته سازی به وسیله $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ به عنوان عامل انعقادی و یک پلی الکترولیت آنیونی (FLOCAN23) انجام و منجر به حداکثر حذف مواد جامد معلق کل ($97 \pm 1\%$)، COD ($72 \pm 1\%$) و محتوای فنولی کل ($40 \pm 1\%$) شده است. استخراج با حلال برای بازیابی ترکیبات فنولی باقی مانده به مدت ۱۵ دقیقه با اتیل استات به عنوان حلال در نسبت دو به یک (v/v) حلال به نمونه انجام شده است. این فرایند، بازیابی ۳۶٪ محتوای فنولی باقی مانده پس از انعقاد-لخته سازی را در پی داشته و در پایان فنتون نوری به عنوان یک پساتیمار استفاده شده است. اکسید کردن به مدت ۲۴ دقیقه در pH سه و با $2 \text{ g.L}^{-1} Fe^{2+}$ و $5 \text{ g.L}^{-1} H_2O_2$ انجام شده و COD و فنول باقی مانده را به ترتیب $73 \pm 2\%$ و $87 \pm 3\%$ کاهش داده است (Papaphilippou و همکاران، ۲۰۱۳). یک تیمار سه مرحله‌ای هوازی-بی‌هوازی-هوازی که A.niger-فیلتر بی‌هوازی-لجن فعال را به کار گرفته است قادر به حذف بیش از ۹۰٪ COD کل شده که حذف در هر کدام از مراحل به ترتیب ۵۸، ۶۰ و ۴۵٪ به دست آمده است (Hamdi و همکاران، ۱۹۹۲).

جدول ۱- برخی میکروارگانیسم‌های تخریب‌کننده ترکیبات فنولی (Sridevi و Lakshmi، ۲۰۰۹)

میکروارگانیسم	
باکتری	<i>Pseudomonas stutzeri</i> strain SPC2 <i>Pseudomonas testosteroni</i> CPW301 <i>Pseudomonas</i> sp. STI <i>Ralstonia eutropha</i> <i>Rhodococcus</i> sp. DCB-p0610 <i>R. erthropolis</i> UPV-I <i>Sphingomonas bisphenolicum</i> AO1 Sulfate-reducing bacteria
<i>Acinetobacter</i> sp. <i>Acinetobacter</i> sp. W-17 <i>Agrobacterium radiobacter</i> <i>Alcaligenes faecalis</i> <i>Alcaligenes</i> sp. E2 <i>Alcaligenes</i> sp. R5 <i>Alcaligenes</i> strain P5 <i>Arthrobacter</i> sp. <i>Azoarcus</i> sp. <i>Azospirillum brasilense</i> <i>Bacillus brevis</i> <i>B. thermoleovorans</i> A2 <i>Burkholderia cepacia</i> G4 <i>Burkholderia species</i> <i>Comamonas testosterone</i> P15 <i>Comamonas testosterone</i> E23 <i>Halomonas</i> sp. <i>Halophilic bacteria</i> CA00, CA08, SL03, SL08, SP04 Iron reducing organism GS-15 <i>Magnetospirillum</i> sp. <i>Microbacterium phyllosphaerae</i> <i>Micrococcus</i> sp. <i>Nocardia</i> sp. <i>Pseudomonas</i> sp. <i>Pseudomonas cepacia</i> <i>Pseudomonas putida</i> BH <i>Pseudomonas putida</i> DSM 548 <i>Pseudomonas putida</i> EKII <i>Pseudomonas putida</i> MTCC 1194 <i>Pseudomonas putida</i> Q5 <i>Pseudomonas putida</i> NRRL- β -14875 <i>Pseudomonas putida</i> CCRC 14365 <i>Pseudomonas pictorum</i> NCIM 2077 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 11172 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 12633 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 1748 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 21812 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 4945 <i>Pseudomonas putida</i> F1 <i>Pseudomonas putida</i> F1 ATCC 700007 <i>Pseudomonas putida</i> ATCC 31800 <i>Pseudomonas putida</i> NICM 2174 <i>Pseudomonas putida</i> JS6	قارچ <i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus terreus</i> <i>Coprinus</i> sp. <i>Coprinus cinereus</i> <i>C. cinereus</i> <i>C. micaceus</i> <i>Coriolus versicolor</i> <i>Fusarium</i> <i>Graphium</i> LE6, LE11, LA1, LE9, LA5, FIB4, AE2 <i>Geotrichum candidum</i> <i>Mycelia sterilia</i> <i>Penicillium</i> AF2, AF4, F1B9 <i>Pleurotus ostreatus</i> <i>Phanerochaete chrysosporium</i> <i>Rhizobium</i> sp., CCNWTB 701
	مخمر <i>Candida maltose</i> <i>Candida tropicalis</i> <i>Candida tropicalis</i> CHP4 <i>Candida tropicalis</i> Ct2 <i>Candida tropicalis</i> H15 <i>Candida tropicalis</i> NCYC 1503 <i>Candida tropicalis</i> 708 <i>Candida tropicalis</i> YMEC 14 <i>Dabaromyces subglobosus</i> <i>Rhodotorula glutinis</i> ATCC 28052 <i>Rhizobium</i> sp., CCNWTB 701 <i>Trichosporon cutaneum</i> R57
	جلبک <i>Ankistrodesmus braunii</i> <i>Ochromonas danica</i> <i>Scenedesmus quadricauda</i>

1- Traditional discontinuous press process; 2- Two-phase centrifugal system; 3- Three-phase centrifugal system; 4- Olive mill waste water; 5- Olive cake; 6- Two-phase olive mill waste; 7- Biochemical oxygen demand; 8- Chemical oxygen demand; 9- In vivo; 10- Atherosclerosis; 11- Supernatant; 12- Membrane modules; 13- Osmotic distillation; 14- Vacuum membrane distillation; 15- Micellar Enhanced Ultrafiltration; 16- Surfactant; 17- Surface modification; 18- Chemical modification; 19- Fly ash; 20- Copolymers; 21- Polymeric adsorbents; 22- Chemically inert; 23- Biosorption; 24- Grade; 25- Ozonation; 26- Coagulation- Flocculation; 27- Microfloc; 28- Pinflocs; 29- Electrocoagulation; 30- Flotation; 31- Alkalinity; 32- Co-digestion; 33- Hydraulic retention time; 34- Sequencing batch reactor; 35- Completely mixed batch activated sludge reactor; 36- Composting; 37- Photo-fenton; 38- Post- treatment.

منابع

- Abdelwahab O., Amin, N.K. and El-Ashtoukhy E.Z. 2009. Electrochemical removal of phenol from oil refinery wastewater. *Journal of hazardous materials*, 163(2): 711-716.
- Achak M., Hafidi A., Ouazzani N., Sayadi S. and Mandi L. 2009. Low cost biosorbent "banana peel" for the removal of phenolic compounds from olive mill wastewater: Kinetic and equilibrium studies. *Journal of hazardous materials*, 166(1): 117-125.
- Adhoum N. and Monser L. 2004. Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 43(10): 1281-1287.
- Aktas E.S., Imre S. and Ersoy L. 2001. Characterization and lime treatment of olive mill wastewater. *Water Research*, 35(9): 2336-2340.
- Allouche N., Fki I. and Sayadi S. 2004. Toward a high yield recovery of antioxidants and purified hydroxytyrosol from olive mill wastewaters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(2): 267-273.
- Ammary B.Y. 2005. Treatment of olive mill wastewater using an aerobic sequencing batch reactor. *Desalination*, 177(1-3): 157-165.
- Angelidaki I. and Ahring B.K. 1997. Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation*, 8(4): 221-226.
- Aouidi F., Gannoun H., Othman N.B., Ayed L. and Hamdi M. 2009. Improvement of fermentative decolorization of olive mill wastewater by *Lactobacillus paracasei* by cheese whey's addition. *Process Biochemistry*, 44(5): 597-601.
- Baker R.W. 2004. *Membrane technology and applications*. John Wiley & Sons, Ltd, 154-158, 207, 253, 303.

روش‌های تصفیه پساب کارخانجات روغن زیتون از ترکیبات فنولی را می‌توان در سه گروه دسته‌بندی کرد. گروه اول روش‌هایی که منجر به بازیابی ترکیبات ارزشمند فنولی می‌شوند. گروه دوم فرایندهای تخریب‌کننده این ساختارها و گروه سوم شامل روش‌هایی است که ترکیبات فنولی را از پساب جداسازی کرده بدون آن‌که آن‌ها را در ادامه بازیابی کنند.

فرایندهای غشایی و استخراج با حلال در گروه اول قرار دارند که عملیات غشایی ساده، ارزان و سازگار با محیط‌زیست هستند. اغلب این عملیات به‌منظور بازیابی پلی‌فنول‌ها از فاضلاب روغن زیتون استفاده می‌شوند. بنابراین پس از به‌کارگیری این تکنیک پساب همچنان نیازمند تیمار است. روش استخراج با حلال معایبی از جمله باقی‌ماندن حلال همراه محصول را دارد که حل این مشکل مستلزم زمان و هزینه اضافی برای انجام خالص‌سازی‌های بیشتر است. عملیات جذب سطحی به گروه اول و سوم تعلق دارد اما به‌دلیل پرهزینه بودن اغلب این روش با استفاده از جاذب‌های ارزان‌قیمت برای جداسازی ترکیبات فنولی از فاضلاب نام برده شده بدون بازیابی این ترکیبات استفاده می‌شود. فرایند انعقاد-لخته‌سازی نیز در گروه سوم قرار می‌گیرد. پساب تصفیه‌شده با این روش هنوز حاوی مقادیر قابل‌توجهی از ترکیبات فنولی است و نیاز به تیمار بیشتر دارد. به‌علاوه مشکل بزرگ روش‌های گروه سوم مسائل مربوط به دفع ترکیبات جداسازی شده می‌باشد. عملیات اکسید کردن و فرایندهای زیستی هوازی و بی‌هوازی در گروه دوم قرار دارند. تخریب ترکیبات فنولی طی فرایندهای زیستی هوازی و بی‌هوازی، به تخریب در طی اکسید کردن ارجحیت دارد. دلیل اهمیت این فرایند ۱- روش‌های زیستی اغلب ارزان و دوستدار محیط‌زیست هستند، ۲- می‌توانند ارزش افزوده‌ای مانند کود یا زیست‌گاز تولید کنند. از طرفی سمیت و اثر مہاری ترکیبات فنولی فاضلاب روغن زیتون، تیمارهای زیستی این پساب را محدود می‌کند. بنابراین ترکیب روش‌های زیستی با مراحل فیزیکی‌وشیمیایی ضروری است. همچنین تخریب ترکیبات فنولی طی فرایند زیستی هم‌هضمی می‌تواند ضمن جبران برخی ویژگی‌ها و ترکیب نامتعادل فاضلاب روغن زیتون، از تیمار جداگانه هر پساب مقرون به‌صرفه‌تر باشد.

با توجه به مطالعات انجام شده، پیش‌تیمار پساب واحدهای استحصال روغن زیتون با عملیات غشایی و سپس تیمار آن با فرایندهای زیستی هوازی و بی‌هوازی راهکار مناسبی به‌نظر می‌رسد. تلفیق این دو روش منجر به بازیابی ترکیبات پلی‌فنولی و تولید کود و زیست‌گاز می‌شود. به‌این‌ترتیب با روش‌های ساده و ارزان می‌توان علاوه بر پاک‌سازی سازگار با محیط‌زیست این پساب از ترکیبات فنولی، بیشترین ارزش افزوده به‌منظور جبران هزینه‌ها را به‌دست آورد. با این وجود عملیاتی شدن هر کدام از روش‌های تصفیه این فاضلاب یا ترکیبی از این روش‌ها، نیازمند بررسی جنبه‌هایی مانند بهینه‌سازی شرایط و امکان‌سنجی‌های اقتصادی است.

- treatment. *Process Biochemistry*, 34(6):697-706.
- D'Annibale A., Stazi S.R., Vinciguerra V. and Sermanni G.G. 2000. Oxirane-immobilized *Lentinula edodes* laccase: stability and phenolics removal efficiency in olive mill wastewater. *Journal of biotechnology*, 77(2): 265-273.
- De Leonardis A., Macciola V., Lembo G., Aretini A. and Nag A. 2007. Studies on oxidative stabilisation of lard by natural antioxidants recovered from olive-oil mill wastewater. *Food Chemistry*, 100(3): 998-1004.
- De Marco E., Savarese M., Paduano A. and Sacchi R. 2007. Characterization and fractionation of phenolic compounds extracted from olive oil mill wastewaters. *Food Chemistry*, 104(2): 858-867.
- El-Abbassi A., Khayet M. and Hafidi A. 2011. Micellar enhanced ultrafiltration process for the treatment of olive mill wastewater. *Water research*, 45(15): 4522-4530.
- Ena A., Pintucci C. and Carlozzi P. 2012. The recovery of polyphenols from olive mill waste using two adsorbing vegetable matrices. *Journal of biotechnology*, 157(4): 573-577.
- Galanakis C.M., Tornberg E. and Gekas V. 2010. Recovery and preservation of phenols from olive waste in ethanolic extracts. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 85(8): 1148-1155.
- Ganoun H., Othman B., Bouallagui H. and Hamdi M. 2005. Anaerobic co-digestion of olive mill wastewaters and abattoir wastewaters. In *Proc 3rd Eur Bioremediation Conf.*
- Garcia-Castello E., Cassano A., Crisculi A., Conidi C. and Drioli, E. 2010. Recovery and concentration of polyphenols from olive mill wastewaters by integrated membrane system. *Water research*, 44(13): 3883-3892.
- Gebreyohannes A.Y., Mazze R. and Giorn L. 2016. Trends and current practices of olive mill wastewater treatment: Application of integrated membrane process and its future perspective. *Separation and Purification Technology*, 162: 45-60.
- Gotsi M., Kalogerakis N., Psillakis E., Samaras P. and Mantzavinos D. 2005. Electrochemical oxidation of olive oil mill wastewaters. *Water Research*, 39(17): 4177-4187.
- Hamdi M., Garcia J.L. and Ellouz R. 1992. Integrated biological process for olive mill wastewater treatment. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 8(1): 79-84.
- Hamdi M. 1996. Anaerobic digestion of olive mill wastewaters. *Process Biochemistry*, 31(2): 105-110.
- Hanafi F., Assobhei O. and Mountadar, M. 2010. Detoxification and discoloration of Moroccan olive mill wastewater by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 174(1): 807-812.
- Jalilnejad E., Mogharei A. and Vahabzadeh F. 2011. Aerobic pretreatment of olive oil mill wastewater using *Ralstonia eutropha*. *Environmental technology*, 32(10): 1085-1093.
- Jaouani A., Sayadi S., Vanthourhout M. and Penninckx M.J. 2003. Potent fungi for decolourisation of olive oil mill wastewaters. *Benitez J., Beltran-Heredia J., Torregrosa J., Acero J.L. and Cercas V. 1997. Aerobic degradation of olive mill wastewaters. Applied Microbiology and Biotechnology*, 47(2): 185-188.
- Benitez F.J., Beltran Heredia J., Torregrosa J. and Acero J.L. 1999. Treatment of olive mill wastewaters by ozonation, aerobic degradation and the combination of both treatments. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 74(7): 639-646.
- Bertin L., Berselli S., Fava F., Petrangeli-Papini M. and Marchetti L. 2004. Anaerobic digestion of olive mill wastewaters in biofilm reactors packed with granular activated carbon and "Manville" silica beads. *Water research*, 38(14): 3167-3178.
- Borja R., Alba J., Garrido S.E., Martinez L., Garcia M.P., Incerti C. and Ramos-Cormenzana A. 1995. Comparative study of anaerobic digestion of olive mill wastewater (OMW) and OMW previously fermented with *Aspergillus terreus*. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 13(6): 317-322.
- Bouaziz M., Hammami H., Bouallagui Z., Jemai H. and Sayadi S. 2008. Production of antioxidants from olive processing by-products. *EJEAFChE*, 7(8): 3231-3236.
- Bratby J. 2006. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. IWA publishing.
- Brunner G. 2013. Gas extraction: an introduction to fundamentals of supercritical fluids and the application to separation processes (Vol. 4). Springer Science & Business Media.
- Caputo A.C., Scacchia F. and Pelagagge P.M. 2003. Disposal of by-products in olive oil industry: waste-to-energy solutions. *Applied Thermal Engineering*, 23(2): 197-214.
- Casalino E., Calzaretto G., Sblano C., Landriscina V., Tecce M.F. and Landriscina C. 2002. Antioxidant effect of hydroxytyrosol (DPE) and Mn 2+ in liver of cadmium-intoxicated rats. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133(4): 625-632.
- Catherine H., Penninckx, M. and Frédéric D. 2016. Product formation from phenolic compounds removal by laccases: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 5: 250-266.
- Cerrone F., Barghini P., Pesciaroli C. and Fenice M. 2011. Efficient removal of pollutants from olive washing wastewater in bubble-column bioreactor by *Trametes versicolor*. *Chemosphere*, 84(2): 254-259.
- Cherifi H., Hanini S. and Bentahar F. 2009. Adsorption of phenol from wastewater using vegetal cords as a new adsorbent. *Desalination*, 244(1-3): 177-187.
- Couto S.R. and Herrera J.L.T. 2006. Industrial and biotechnological applications of laccases: a review. *Biotechnology advances*, 24(5): 500-513.
- D'Annibale A., Stazi S.R., Vinciguerra V., Di Mattia E. and Sermanni G.G. 1999. Characterization of immobilized laccase from *Lentinula edodes* and its use in olive-mill wastewater

- Rao J.R. and Viraraghavan, T. 2002. Biosorption of phenol from an aqueous solution by *Aspergillus niger* biomass. *Bioresource Technology*, 85(2): 165-171.
- Raposo F., Borja R., Sanchez E., Martín M.A. and Martín A. 2004. Performance and kinetic evaluation of the anaerobic digestion of two-phase olive mill effluents in reactors with suspended and immobilized biomass. *Water Research*, 38(8): 2017-2026.
- Rozzi A. and Malpei F. 1996. Treatment and disposal of olive mill effluents. *International biodeterioration & biodegradation*, 38(3-4): 135-144.
- Rubín E., Rodríguez P., Herrero R., de Vicente S. and Manuel E. 2006. Biosorption of phenolic compounds by the brown alga *Sargassum muticum*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81(7): 1093-1099.
- Sabbah I., Marsook T. and Basheer S. 2004. The effect of pretreatment on anaerobic activity of olive mill wastewater using batch and continuous systems. *Process Biochemistry*, 39(12):1947-1951.
- Scoma A., Bertin L., Zanaroli G., Fraraccio S. and Fava F. 2011. A physicochemical-biotechnological approach for an integrated valorization of olive mill wastewater. *Bioresource technology*, 102(22): 10273-10279.
- Servili M., Esposto S., Veneziani G., Urbani S., Taticchi A., Di Maio I., Selvaggini R., Sordini B. and Montedoro G. 2011. Improvement of bioactive phenol content in virgin olive oil with an olive-vegetation water concentrate produced by membrane treatment. *Food Chemistry*, 124(4): 1308-1315.
- Soto M.L., Moure A., Domínguez H. and Parajó J.C. 2011. Recovery, concentration and purification of phenolic compounds by adsorption: a review. *Journal of Food Engineering*, 105(1): 1-27.
- Takaç S. and Karakaya A. 2009. Recovery of phenolic antioxidants from olive mill wastewater. *Recent Patents on Chemical Engineering*, 2(3): 230-237.
- Tomati U., Galli E., Fiorelli F. and Pasetti L. 1996. Fertilizers from composting of olive-mill wastewaters. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 38(3-4): 155-162.
- Tsioulpas A., Dimou D., Iconomou D. and Aggelis G. 2002. Phenolic removal in olive oil mill wastewater by strains of *Pleurotus* spp. in respect to their phenol oxidase (laccase) activity. *Bioresource Technology*, 84(3): 251-257.
- Ubay G. and Öztürk I. 1997. Anaerobic treatment of olive mill effluents. *Water science and technology*, 36(2-3): 287-294.
- Ugurlu M. and Hazirbulan S. 2007. Removal of some organic compounds from pre-treated olive mill wastewater by sepiolite. *Fresenius Environmental Bulletin*, 16(8): 887-895.
- Visioli F., Caruso D., Plasmati E., Patelli R., Mulinacci N., Romani A., Galli G. and Galli C. 2001. Hydroxytyrosol, as a component of olive mill waste water, is dose-dependently absorbed and increases the antioxidant capacity of rat plasma. *Free Radical Research*, 34(3): 301-305.
- Enzyme and Microbial Technology, 33(6):802-809.
- Karageorgos P., Coz A., Charalabaki M., Kalogerakis N., Xekoukoulotakis N.P. and Mantzavinos D. 2006. Ozonation of weathered olive mill wastewaters. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81(9): 1570-1576.
- Lakshmi M.C. and Sridevi V. 2009. A review on biodegradation of phenol from industrial effluents. *Industrial Pollution Control*, 25(1): 13-27.
- Léger C.L., Kadiri-Hassani N. and Descomps B. 2000. Decreased superoxide anion production in cultured human promonocyte cells (THP-1) due to polyphenol mixtures from olive oil processing wastewaters. *Journal of agricultural and food chemistry*, 48(10): 5061-5067.
- Martinez-Garcia G., Johnson A.C., Bachmann R.T., Williams C.J., Burgoyne A. and Edyvean R.G.J. 2007. Two-stage biological treatment of olive mill wastewater with whey as co-substrate. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 59(4): 273-282.
- Martínková L., Kotik M., Marková E. and Homolka L. 2016. Biodegradation of phenolic compounds by Basidiomycota and its phenol oxidases: a review. *Chemosphere*, 149: 373-382.
- Martirani L., Giardina P., Marzullo L. and Sannia G. 1996. Reduction of phenol content and toxicity in olive oil mill wastewaters with the ligninolytic fungus *Pleurotus ostreatus*. *Water Research*, 30(8): 1914-1918.
- Morillo J.A., Antizar-Ladislao B., Monteoliva-Sánchez M., Ramos-Cormenzana A. and Russell N.J. 2009. Bioremediation and biovalorisation of olive-mill wastes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 82(1): 25.
- Niaounakis M. and Halvadakis C.P. 2004. Olive-mill waste management: literature review and patent survey, *Typothito*.
- Ntougias S., Bourtzis K. and Tsiamis G. 2013. The microbiology of olive mill wastes. *BioMed research international*, 2013.
- O'Melia C.R. 1978. Coagulation in wastewater treatment. In *The Scientific Basis of Flocculation*, 219-268.
- Papaphilippou P.C., Yiannapas C., Politi M., Daskalaki V.M., Michael C., Kalogerakis N., Mantzavinos D. and Fatta-Kassinos D. 2013. Sequential coagulation-flocculation, solvent extraction and photo-Fenton oxidation for the valorization and treatment of olive mill effluent. *Chemical Engineering Journal*, 224: 82-88.
- Paraskeva P. and Diamadopoulos E. 2006. Technologies for olive mill wastewater (OMW) treatment: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 81(9): 1475-1485.
- Querol X., Moreno N., Umaña J.T., Alastuey A., Hernández E., Lopez-Soler A. and Plana F. 2002. Synthesis of zeolites from coal fly ash: an overview. *International Journal of coal geology*, 50(1): 413-423.
- Rahmanian N., Jafari S.M. and Galanakis C.M. 2014. Recovery and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 91:1-18.

A Historical Review of Turbulence Flow Modeling and Simulation in Hydraulics

M. Oskouhi¹, K. Esmaili^{2*}

1, 2- Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

*(Corresponding author Email: esmaili@um.ac.ir)

Received: 29-11-2017

Accepted: 31-07-2018

تکامل تاریخی مدل سازی و شبیه سازی جریان های متلاطم در هیدرولیک

مائه اسکوهی^۱، کاظم اسماعیلی^{۲*}

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آب، سازه های آبی و دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: esmaili@um.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۹/۰۱

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۵/۰۹

Abstract

This paper reviews from a historical perspective the various methods for treating and simulating turbulence. After highlighting the main characteristic features of turbulence and its role in hydraulics, a necessary brief overview is given of the main methods used in hydraulic flow calculations for dealing with turbulence and its effects. These are 1) empirical relations, 2) solution methods for the Reynolds-Averaged Navier-Stokes (RANS), 3) Direct Numerical Simulations (DNS), and 4) Large-Eddy Simulations (LES). Brief comments are made on the historical development of different methods. Moreover, some application examples are presented for RANS, DNS, and LES methods.

Keywords: Turbulent flow, Modeling, Empirical relations, RANS model, Direct Numerical Simulation, Large-Eddy Simulation.

چکیده

در این پژوهش به بررسی روش های مختلف شبیه سازی آشفتگی جریان پرداخته شده است. پس از مشخص نمودن ویژگی های اصلی آشفتگی و نقش آن در هیدرولیک، بررسی مختصری از روش های اصلی در محاسبات آشفتگی جریان هیدرولیکی ارائه شده است. این روش ها عبارت است از: ۱- روابط تجربی، ۲- روش های حل معادلات ناویر-استوکس (RANS)، ۳- شبیه سازی عددی مستقیم (DNS) و ۴- شبیه سازی گردابه های بزرگ (LES). نظرات مختصر در مورد توسعه تاریخی روش های مختلف ارائه شده است. برای روش های RANS، DNS و LES برخی از نمونه های کاربردی ارائه شد که بیانگر توسعه مدل های عددی در طی زمان می باشد و پیشرفت شگرفی داشته است.

واژه های کلیدی: جریان آشفته، مدل سازی، روابط تجربی، مدل RANS، شبیه سازی عددی مستقیم، شبیه سازی گردابه های بزرگ.

• تعریف آشفتگی

در مکانیک سیالات و هیدرولیک تمام جابه‌جایی‌های ژئوفیزیک یا آن‌هایی که توسط انسان به‌وجود آمده است، آشفته هستند. جریان آشفته شامل حرکت‌های بسیار نوسانی و به‌صورت سه‌بعدی می‌باشد. به‌طورکلی در جریان‌های آشفته اختلالاتی توسط مرزهای نامنظم به‌وجود می‌آید و در این جریان عدد

رینولدز بزرگ است. نوسانات آشفته به‌طور قابل ملاحظه‌ای برای انتقال حرکت، گرما و جرم در جریان‌های هیدرولیکی نمایان می‌باشد. آشفتگی تأثیر تعیین‌کننده‌ای بر سرعت، درجه حرارت و توزیع غلظت آب و همچنین توسعه جریان، نیروها، انتقال حرارت، رقیق کردن آلاینده‌ها، انتقال رسوبات و ... دارد. وجود و اهمیت تلاطم از مدت‌ها قبل شناخته شده است و توسط دانشمندان و پژوهشگران مورد مطالعه قرار گرفته است (جدول ۱).

جدول ۱- نظرات محققان و ارائه روابط در زمینه وجود و اهمیت جریان‌های متلاطم

محقق	نحوه توسعه مدل‌های آشفتگی	توضیحات
Chezy (۱۷۷۰)	ارائه اولین قانون اصطکاک (ارائه یک ضریب اصطکاک بی‌بعد که به عدد رینولدز و زبری دیوار بستگی دارد)	رابطه ارائه شده توسط Chezy نزدیک به فرمول داریسی ویسباخ ^۱ معرفی شده در اواسط قرن نوزدهم است.
Gauckler (۱۸۶۸)	ارائه فرمول تجربی (GMS)	این فرمول توسط Gauckler (۱۸۶۸)
Manning (۱۸۸۹)		و سپس به‌طور مستقل توسط Manning (۱۸۸۹)
Strickler (۱۹۲۳)		معرفی شد و توسط Strickler (۱۹۲۳) اثبات شد.
Boussinesq (۱۸۷۷)	ارائه رفتار آشفتگی با استفاده از ویسکوزیته افزایش‌یافته مصنوعی	رابطه ارائه شده پایه و مبنا در مفهوم ویسکوزیته گردابه‌ای است.
Reynolds (۱۸۹۵)	ارائه پایه‌های آماری رفتار آشفتگی با به‌دست‌آوردن معادلات میانگین	در این روش مقدار میانگین زمانی برای کمیت‌ها تعریف شده است.
Moody (۱۹۴۴)	ارائه نمودار مودی	به عدد رینولدز، فاکتور اصطکاک و زبری نسبی جداره بستگی دارد.
Rouse (۱۹۴۶)	ارائه رفتار آشفتگی جریان	-
Prandtl (۱۹۲۵)	ارائه مدل طول اختلاط	برای جریان‌های ساده می‌توان l_m را با روابط تجربی ساده‌ای بیان نمود. مدل طول اختلاط توصیف تجربی از مقیاس طولی آشفتگی می‌باشد.
Meyer-Peter و Müller (۱۹۴۸)	ارائه فرمول‌هایی برای انتقال رسوب بارهای معلق و بستر	در فرمول ارائه شده برای انتقال رسوب بار بستر، رسوب بستر درشت‌دانه و از نوع Gravel می‌باشد.
van Rijn (۱۹۹۳)		
Elder (۱۹۵۹)	ارائه ساده‌ترین مدل برای محاسبه آشفتگی تولید شده در بستر	-
Mellor و Yamada (۱۹۸۲)	ارائه مدل k-kl	برای پیش‌بینی توسعه لایه‌مرزی استفاده می‌شود. این مدل می‌تواند به‌طور مؤثر برای انتقال از لایه‌مرزی آرام به یک رژیم آشفته مورد استفاده قرار گیرد.
Rodi و Chen (۱۹۸۰)	ارائه رابطه تجربی برای برآورد افزایش ذرات در یک محیط طبقه‌بندی شده ثابت	-
List (۱۹۸۶)		
Patterson و Imberger (۱۹۸۱)	ارائه برنامه DYRESM برای پیش‌بینی دما در عمق و توزیع شوری در دریاچه‌ها	-
ASCE (۱۹۸۸) و Rodi (۱۹۸۰ و ۱۹۹۳b)	ارائه معادلات ناویر-استوکس	مدل ریاضی حاکم بر دینامیک سیالات می‌باشد.
Rodi (۱۹۸۷ و ۱۹۹۳b)	ارائه مدل k-ε	معروف‌ترین مدل دو معادله‌ای است. میدان آشفتگی بر حسب دو متغیر k و ε بیان می‌شود.
Wilcox (۱۹۹۳)	ارائه مدل k-ω	ω برای فرکانس آشفتگی استفاده می‌شود.

ادامه جدول ۱- نظرات محققان و ارائه روابط در زمینه وجود و اهمیت جریان‌های متلاطم

محقق	نحوه توسعه مدل‌های آشفتگی	توضیحات
Rodi (۱۹۸۷ و ۱۹۹۳b)	ارائه مدل‌های معادله شار/معادله تنش شار / معادله جبری تنش	مدل‌های جبری جواب‌های دقیقی برای جریان‌های ساده دارند.
Menter (۱۹۹۴)	ارائه مدل Menter SST	مدل دو معادله‌ای ویسکوزیته گردابه‌ای است که بسیار متداول است.
Johansson و Wallin (۲۰۰۰)	ارائه پیشرفته‌ترین مدل صریح جبری تنش	-
Burchard (۲۰۰۲)	بررسی مدل‌سازی RANS برای آب دریا	-
Lyn (۲۰۰۸)	ارائه روابطی برای محاسبه انتقال رسوب	-
Egorov و Menter (۲۰۱۰)	ارائه روش SAS	-
Prandtl, Von Karman و Taylor (دهه اول قرن بیستم)	پیشنهاد مدل‌های ساده برای محاسبه اثرات آشفتگی	-

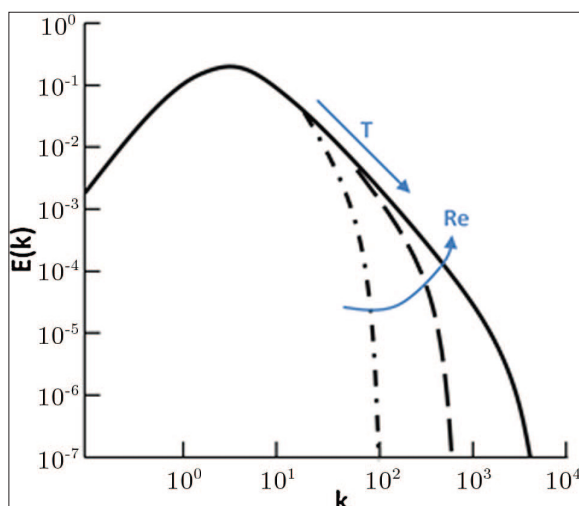
در LES حرکت آشفته تنها با مقیاس شبکه عددی حل می‌شود و حرکت نوسانی با مقیاس کوچک‌تر از اندازه مش، توسط مدل، مدل‌سازی می‌شود. در سال‌های اخیر با در دسترس بودن رایانه‌های بسیار قدرتمند و با کارایی بالا، این روش‌ها پیشرفت‌های زیادی را با استفاده از روش LES، به‌ویژه در یک مدل ترکیبی با RANS^۲ نمودند و به ابزاری برای محاسبات عملی تبدیل شدند. پیش از ارائه تکامل روش‌های مختلف محاسبه آشفتگی جریان، معرفی مختصری از ویژگی‌های اصلی آشفتگی و نقش ناپایداری در هیدرولیک ارائه شده است.

• ویژگی‌های اصلی آشفتگی

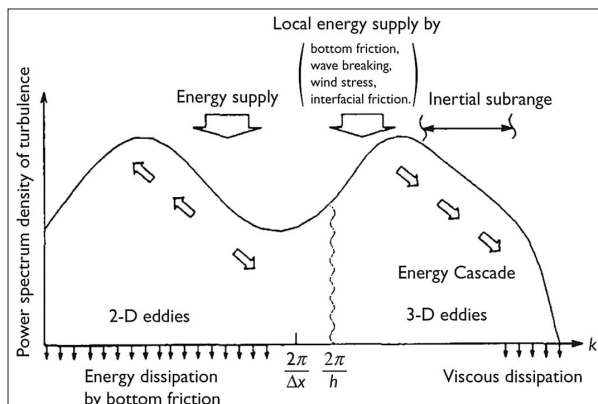
آشفتگی یک پدیده بسیار پیچیده است؛ زیرا حرکات آشفته بسیار نامنظم، نوسانی و همیشه به‌صورت سه‌بعدی (۳D) هستند. نوسانات آشفته باعث مخلوط قوی از تمام مقادیر جریان می‌شوند، به‌همین دلیل موجب حرکت، گرما و انتقال جرم می‌گردند. تفاوت بین جریان آرام و آشفته در شکل (۱) به‌صورت تصویری از یک جت سه‌بعدی روی دیواره که در حال گسترش جانبی می‌باشد، نشان داده شده است. در شکل (۲) جریان گردابه‌ای آشفته در سطح مخزن ارائه گردیده است. نوسانات متلاطم مهم‌ترین ویژگی آشفتگی است. حرکات آشفته متشکل از جریان گردابه‌ای می‌باشد که چرخش را تحمل می‌کند. در نتیجه ایجاد گردابه‌های کوچک‌تر و انتقال انرژی جنبشی به آن‌ها تا زمانی که نوسانات توسط نیروهای ویسکوزیته در کوچک‌ترین جریان گردابه‌ای کنترل شوند ادامه دارد که این فرآیند آبشار انرژی نامیده می‌شود. همان‌طور که در شکل (۲) نشان داده شده است، حرکت آشفته شامل طیف گسترده‌ای از اندازه‌های گردابه‌ای می‌باشد.

در نیمه دوم قرن نوزدهم مطالعات سیستماتیک در مورد آشفتگی آغاز شد که اولین تلاش برای توصیف این پدیده بود. Reynolds (۱۸۹۵) پایه‌های آماری رفتار آشفتگی را با به‌دست آوردن معادلات میانگین بنا نهاد. رینولدز شامل یک گروه بدون بعد برای شروع و اهمیت آشفتگی (جریان در لوله) بوده است. پیش از آن Boussinesq (۱۸۷۷) پیشنهاد داده بود که رفتار آشفتگی را با استفاده از یک ویسکوزیته افزایش یافته مصنوعی در معادلات حاکم ارائه دهد. در دهه اول قرن بیستم Von Prandtl, Karman و Taylor اولین کسانی بودند که در دانش آشفتگی جریان پیشرفت نمودند و توانستند مدل‌های ساده برای محاسبه اثرات آن پیشنهاد نمایند. تا زمان ظهور رایانه در دهه ۱۹۶۰، این اثرات با استفاده از روش‌های تحلیل یک‌بعدی (۱D) تعیین شده، با فرمول‌های تجربی مقایسه می‌شد. چنین روش‌هایی به‌خوبی در کتاب مکانیک سیالات مقدماتی Rouse (۱۹۴۶) ارائه شده است. روابط تجربی در عمل و برای حل مشکلات ساده بسیار مفید هستند؛ اما برای موقعیت‌هایی با شرایط مرزی پیچیده، تعامل رژیم‌های مختلف و پدیده‌های مختلف جریان مناسب نمی‌باشند. پیشرفت در فناوری رایانه امکان حل این مشکلات را با حل عددی معادلات دیفرانسیل چند بعدی با شرایط مرزی واقعی به‌وجود آورد. در دهه ۱۹۸۰ رایانه‌ها به‌اندازه کافی قدرتمند بودند و معادلات ناویر-استوکس زمانی می‌توانستند حرکت تمام مقیاس‌ها را در یک شبیه‌سازی عددی مستقیم (DNS^۲) حل نماید. لازم به ذکر است برای تنظیمات بسیار ساده و اعداد رینولدز کم، به مدل نیازی نداشت. شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ (LES^۲) برای موقعیت‌های واقع‌گرایانه معرفی شدند و شروع به کار نمودند.

برای اختلاط به صورت عمودی هستند. حرکات اندک در مقیاس کوچک تصادفی می‌باشند؛ درحالی‌که حرکات نوسانی زیاد در مقیاس بزرگ بستگی به شرایط مرزی دارند و اغلب دارای نظم و برخی رفتارهای همبستگی هستند که ساختارهای یکپارچه را نشان می‌دهند. تکنیک‌های حل جریان‌های گردابه‌ای مانند DNS و LES می‌باشند، که در ادامه به توضیح آن‌ها پرداخته شده است.



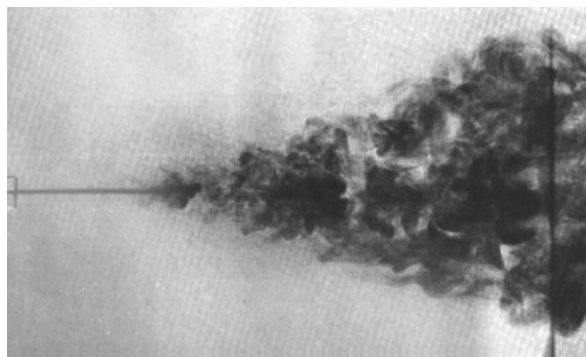
شکل ۳- طیفی از آشفتگی ایزوتروپیک با افزایش عدد رینولدز (Fröhlich, ۲۰۰۶)



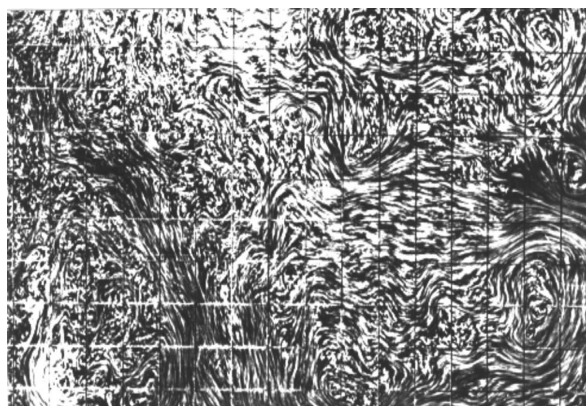
شکل ۴- طیف دوبعدی انرژی در جریان آب کم عمق (Yagi و Nadaoka, ۱۹۹۸)

• نقش آشفتگی در هیدرولیک

آشفتگی در رودخانه‌های طبیعی اغلب به دلیل مرزهای نامنظم و زبری بزرگ بستر رودخانه‌ها، به‌ویژه در شرایط سیلاب با بسترهای گیاهی، به‌وجود می‌آید. آشفتگی به‌وسیله تنش برشی بزرگ در نزدیکی بستر تولید می‌شود و اثر مهمی بر میدان جریان، نیروهای اصطکاک، فشار بر روی سطوح جامد محصور و در نتیجه میزان دبی و سطح آب دارد. آشفتگی ذرات رسوب را



شکل ۱- جت سه‌بعدی روی دیواره (Rodi و Launder, ۱۹۸۳)



شکل ۲- جریان گردابه‌ای آشفته در سطح مخزن (Reinhard Friedrich)

در شکل (۳) یک نمونه از طیف ارائه شده است که توزیع انرژی جنبشی نوسانات آشفته با عدد موج k را نشان می‌دهد و به‌طور معکوس متناسب با اندازه گردابه‌ها است. بزرگترین گردابه‌ها دارای k کوچکتر از دامنه جریان هستند و دارای بیشترین انرژی نوسانی هستند. همچنین گردابه‌های بزرگتر در فرآیند انتقال و در نتیجه اختلاط مؤثرتر هستند. کوچکترین گردابه‌ها با فرکانس‌های نوسانی بالا، توسط ویسکوزیته کنترل می‌شوند و در آن اتلاف انرژی اتفاق می‌افتد. همان‌طور که در شکل (۳) نشان داده شده است عرض طیف با عدد رینولدز و محدوده اتلاف انرژی با عدد موج‌های بالاتر افزایش می‌یابد به‌این‌ترتیب گردابه‌های کوچکتر تغییر می‌کند. در شکل (۴)، شکل دیگری از طیف یعنی طیف دوبعدی که می‌تواند در جریان آب‌های کم‌عمق وجود داشته باشد، نشان داده شده است. در جریان آب‌های کم‌عمق به‌دلیل وسعت افقی بدنه آب بسیار بزرگتر از حالت عمودی آن است و اغلب جریان‌های گردابه‌ای افقی دوبعدی می‌تواند با ابعاد قابل‌توجه بزرگتر از آشفتگی‌های سه‌بعدی ایجاد شده توسط اصطکاک که عمق آب محدود شده است وجود داشته باشند. گردابه‌های دوبعدی بزرگ مسئول اختلاط افقی در جریان‌های کم‌عمق و گردابه‌های سه‌بعدی بستر

در حالت تعلیق نکه می‌دارد و باعث فرسایش ذرات بستر و کنترل تبادل گاز در سطح آب می‌شود. علاوه بر این آشفتگی موجب رقیق کردن آلاینده‌ها می‌شود. آشفتگی در کانال‌ها، شبکه‌های آب و فاضلاب و همچنین در ماشین‌آلات هیدرولیکی اهمیت کمی ندارد و عامل اصلی ایجاد تلفات می‌باشد. چنین تلفاتی به‌ویژه زمانی قوی است که جداسازی جریان اتفاق می‌افتد به‌طوری‌که آشفتگی زیادی ایجاد می‌شود. در زمان‌های خاص تابش خورشید لایه‌های سطحی را گرم می‌کند و یک طبقه‌بندی پایدار ایجاد می‌شود. در این شرایط جداکننده سطح آب گرم‌تر از سطح آب سردتر زیرین به‌وجود می‌آید. نیروی برشی باد باعث ایجاد آشفتگی در لایه سطحی می‌شود و در لایه سطحی مخلوط قوی و توزیع درجه حرارت نسبتاً یکنواختی ایجاد می‌شود.

• روابط تجربی

تا زمان ظهور رایانه در دهه ۱۹۶۰ اثرات آشفتگی در جریان هیدرولیکی می‌توانست در یک روش تجربی رفتار را نشان دهد. اما با استفاده از تجزیه و تحلیل، اطلاعات تجربی به چندین فرمول مفید تبدیل شد که می‌توانست به‌طور مستقیم برای تعیین رفتار جریان مورد استفاده قرار گیرد. Chezy در سال ۱۷۷۰ اولین قانون اصطکاکی را معرفی کرد. این قانون نزدیک به فرمول دارسی ویسباخ که در اواسط قرن نوزدهم معرفی شده، است. این قانون مربوط به اصطکاک در مجرای بسته می‌باشد و به شعاع هیدرولیکی، مربع سرعت و یک ضریب اصطکاک بی‌بعد که وابسته به عدد رینولدز و زبری دیوار می‌باشد، بستگی دارد. Moody (۱۹۴۴) این وابستگی را به کمک یک نمودار، که بسیار رایج شده است، ارائه نمود. معادله دارسی ویسباخ می‌تواند به فرمولی برای جریان کانال باز تبدیل شود، اما در عمل، به‌خصوص برای رودخانه‌های طبیعی، فرمول تجربی (Gaukler-Manning-Strickler) بیشتر استفاده می‌شود. این فرمول را Gauckler (۱۸۶۸) و پس از آن به‌طور مستقل Manning (۱۸۸۹) معرفی کرد و Strickler (۱۹۲۳) اثبات نمود. ضریب مانینگ n (معکوس ضریب Strickler k_s) در این فرمول به زبری و هندسه کانال بستگی دارد.

فرمول‌های تجربی برای محاسبه تلفات موضعی به‌عنوان نتیجه جداسازی جریان و آشفتگی مربوطه استفاده می‌شوند. از اواسط قرن بیست و یکم فرمول‌هایی برای انتقال رسوب بارهای معلق و بستر پیشنهاد شده است. Meyer-Peter و Müller (۱۹۴۸) و van Rijn (۱۹۹۳) برای جت‌های ساده و پر (بدون جریان عرضی، بدون طبقه‌بندی محیطی، بدون تعامل با مرزها) فرمول‌های تجربی با کمک آنالیز ابعادی توسعه دادند. Chen و Rodi (۱۹۸۰) و List (۱۹۸۶) فرمول‌های تجربی برای برآورد افزایش ذرات در یک محیط طبقه‌بندی شده ثابت ارائه دادند.

برای جریان ساده معادلات انتگرال یک‌بعدی را می‌توان با تحلیل حل نمود. برای شرایط پیچیده‌تر مدل‌های رایانه‌ای باید مورد استفاده قرار گیرد؛ مانند مدل‌هایی که برای شبکه‌های کانال‌های طبیعی یا کانال‌های ساخته شده ارائه شده است. برنامه HEC-RAS یک مثال کاربردی می‌باشد که مهندسین ارتش ایالات متحده، Davis و کالیفرنیا توسعه دادند. این برنامه که به‌طور گسترده‌ای استفاده می‌شود، با استفاده از رابطه GMS تلفات را تعیین می‌کند. Imberger و Patterson (۱۹۸۱) برنامه دیگری با نام DYRESM برای پیش‌بینی توزیع دما و توزیع شوری در عمق دریاچه‌ها و مخازن ارائه نمودند. در این برنامه معادلات انتگرال یک‌بعدی از طریق روابط تجربی مسائل را حل می‌کنند. مدل‌های انتگرالی نیز در مدل‌های دبی برای محاسبه اختلاط در فواصل (دهانه‌ها) استفاده می‌شود. در سیستم CORMIX که Doneker و Jirka (۱۹۹۱ و ۲۰۰۱) ارائه دادند، برای تعامل با جت‌های خروجی و مرز، روش انتگرال با سایر روش‌های نیمه‌تجربی همراه می‌باشد. برای مخلوط مواد در آب، روابط تجربی بسیاری استفاده می‌شود.

• مدل‌های آشفتگی RANS

فرمول‌های تجربی و مدل‌های انتگرالی که برای بررسی آشفتگی جریان می‌باشند، فقط برای شرایط ساده استفاده می‌شوند و برای هندسه پیچیده مناسب نمی‌باشند. در صورتی که بیش از چند پارامتر تعیین‌کننده جریان و تعاملات پیچیده بین پدیده‌های مختلف جریان وجود دارد، این روش‌ها قابل استفاده نمی‌باشد. لازم به ذکر است این روش‌ها جزییات توسعه جریان و توزیع کمیت‌های اولیه را مشخص نمی‌کنند. معادلات حاکم بر جریان و تمام جزییات حرکت آشفته پیچیده شناخته و ارائه شده است. این معادلات که به‌صورت معادلات ناویر-استوکس وابسته به زمان می‌باشد، امروزه برای حل جریان‌های خاص عددی استفاده می‌شود. تا چند دهه پیش که رایانه‌های قدرتمند در دسترس نبود، هیچ امیدی به توانایی حل معادلات ناویر-استوکس وجود نداشت و استفاده از روش‌های آماری مورد توجه قرار می‌گرفت. در این حالت آشفتگی را به‌صورت میانگین در نظر می‌گرفتند و معادلات برای مقادیر متوسط جریان حل می‌شدند. Reynolds (۱۸۹۵) مولفه‌های سرعت لحظه‌ای U_i را به مقادیر سرعت متوسط $\bar{U}_i$ و سرعت نوسانی $\bar{U}'_i$ تجزیه نمود. نتایج معادلات حاکم بر سرعت متوسط در معادلات رینولدز، معادلات ناویر-استوکس (RANS) نامیده شده است. معادلات ناویر-استوکس را ASCE (۱۹۸۸) و Rodi (۱۹۸۰ و ۱۹۹۳a) ارائه نمودند. Prandtl (۱۹۲۵) مدل طول اختلاط را معرفی نمود. این مدل ویسکوزیته گردابه‌ای را شرح می‌دهد که یک توصیف تجربی از مقیاس طولی آشفتگی می‌باشد و نمایانگر طول اختلاط است.

با ظهور رایانه‌ها در دهه ۱۹۶۰ و توسعه روش‌های عددی برای حل معادلات، مدل‌ها برای موارد ساده‌تر شامل انواع جریان‌ها که می‌توانند مورد آزمایش قرار گیرند، استفاده شدند. این فعالیت‌ها در درجه اول در مهندسی مکانیک و مهندسی هوافضا صورت گرفت. کنفرانس استنفورد در سال ۱۹۶۸ در مورد لایه‌های مرزی و کنفرانس ناسا (NASA Langley Conference) در سال ۱۹۷۲ در مورد جریان‌های برشی آزاد برگزار شده است. در دهه ۱۹۷۰ و اوایل دهه ۱۹۸۰ پیشرفت‌های بیشتری آغاز شد. مدل‌های قابل اجرا در سال‌های ۱۹۸۰ و ۱۹۸۱ عملکردشان برای طیف گسترده‌ای از جریان‌ها در کنفرانس‌های دانشگاه استنفورد مقایسه شد که المپیک استنفورد نامیده شد (Kline و همکاران، ۱۹۸۱). پس از آن فعالیت‌های تحقیقاتی در این زمینه کاهش یافت و شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ (LES) توسعه یافت و سپس استفاده از مدل‌های RANS در روش‌های ترکیبی LES/RANS گسترش یافت (Wilcox، ۱۹۹۳ و Durbin و Pettersson، ۲۰۰۶؛ Reif، ۲۰۰۱؛ Launder و Sandham، ۲۰۰۴؛ Hanjalic و Launder، ۲۰۱۲؛ Leschziner، ۲۰۱۶).

بهره‌گیری از مزیت‌های دو روش شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ (LES) و میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس در تحلیل جریان‌های پیچیده دقت قابل‌توجهی دارد. همچنین از مزایای دیگر آن مانند کاهش حجم محاسبات و امکان افزایش دامنه حل می‌باشد. در اواسط دهه ۱۹۹۰ آزمایش‌های قابل‌توجهی با استفاده از مدل‌های RANS در هیدرولیک انجام شد و Rodi (۱۹۹۵) اثرات میدانی آن را بررسی نمود. پیش از آن کمیته ASCE در سال ۱۹۸۸ مدل‌های متلاطم در هیدرولیک را با استفاده از مدل RANS ارائه و ارزیابی نمود. Burchard (۲۰۰۲) به بررسی مدل‌سازی RANS برای آب دریا پرداخت. Lyn (۲۰۰۸) مطالعه دقیق در زمینه مدل‌سازی آشفتگی در ارتباط با محاسبه انتقال رسوب انجام داد. برخی از مثال‌های ارائه شده در تحقیق حاضر از برنامه‌های کاربردی اخیر و در شرایط نزدیک به واقعیت می‌باشد.

• مدل‌های RANS و استفاده آن در هیدرولیک

شبیه‌سازی عددی جریان‌های آشسته بر مبنای میانگین‌گیری رینولدز یا RANS بیشترین کاربرد را در علم هیدرولیک دارد. برخلاف توانایی ذاتی برای در نظر گرفتن فیزیک جریان، مدل‌های مرتبه دوم که به‌عنوان راه‌حلی بهینه بین مدل‌های استاندارد اما ناقص مانند مدل K-ε و روش‌های حل مستقیم مانند DNS و LES شناخته می‌شوند که در سال‌های اخیر توجه اندکی را به خود جلب نموده‌اند. پیچیدگی این مدل‌ها به دلیل تعداد معادلاتی که نیاز به حل دارند کاربرد عملی آن‌ها را کاهش داده است. تلاش‌های اخیر برای بهبود این مدل‌ها بر روی مدل‌های غیرخطی و مدل‌های جبری تنش

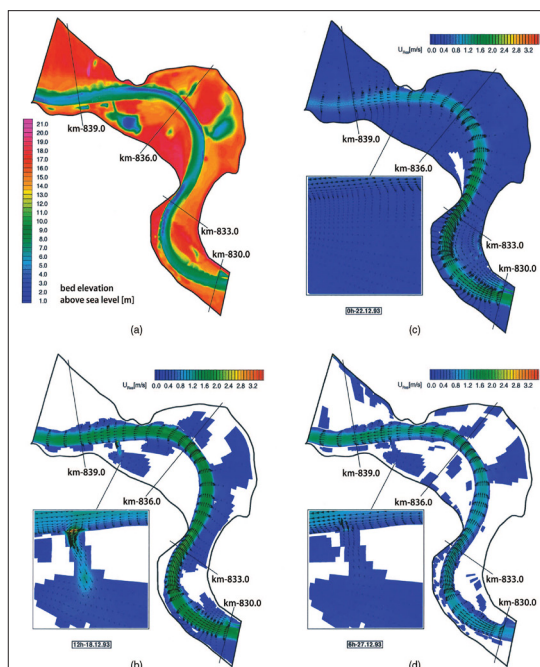
متمرکز است که در آن‌ها هدف در نظر گرفتن اثرات مختلف که توسط فرمول‌بندی خطی قابل توصیف نیستند، می‌باشد. نقض فرضیات غیرخطی، دارا بودن تعداد زیادی ضریب و در نتیجه حساس بودن کارایی مدل به واسنجی ضرایب است. در این میان مدل‌های جبری تنش جایگزین مناسبی برای مدل‌های مرتبه دوم و مدل‌های غیرخطی بوده و بدون اضافه نمودن معادلات انتقالی، بسیاری از اصول فیزیکی که توسط مدل‌های مرتبه دوم توصیف می‌شوند را در بر می‌گیرند.

• مدل‌های دو معادله‌ای

به دلیل وجود جریان‌های کاملاً آشسته در واقعیت، استفاده از روش‌های مناسب مدل‌سازی که علاوه بر دارا بودن دقت بالا سرعت حل مناسبی داشته باشد بسیار حائز اهمیت است. از آنجایی که جریان‌های آشسته به‌شدت تحت تأثیر وجود دیواره‌ها می‌باشند مدل آشفتگی که برای تحلیل عددی به‌کار گرفته می‌شود باید ضمن سازگاری با فیزیک مسأله و شرایط مرزی از دقت و سرعت همگرایی مناسبی برخوردار باشد. در این تحقیق دقت و سرعت همگرایی مدل‌های آشفتگی یک معادله‌ای (Spalart-Allmaras) و دو معادله‌ای (K-ε) در تحلیل عددی جریان مورد بررسی قرار گرفته است. در مدل آشفتگی یک معادله‌ای فقط یک معادله انتقال تعریف می‌شود در صورتی‌که از مدل‌های آشفتگی دو معادله‌ای استفاده شود دو معادله انتقال مجزا برای K و ε در نظر گرفته می‌شود. مدل آشفتگی دو معادله‌ای K-ε شامل سه مدل مجزای RNG، Standard و Realizable می‌باشد. اگرچه سه مدل آشفتگی دو معادله‌ای، فرم کلی یکسانی دارند اما اختلاف اصلی آن‌ها در روش محاسبه ویسکوزیته آشفتگی، محاسبه اعداد پراتل، ترم‌های تولید و اتلاف در معادله ε است. مدل Standard را برای اولین بار Launder و Spalding (۱۹۷۴) با استفاده از توابعی برای اتصال مناطق ویسکوزیته نزدیک دیواره‌ها به کار بردند. تعدادی از نسخه‌ها با اعداد رینولدز کم، توسعه یافتند (Patel و همکاران، ۱۹۸۵)، این نسخه‌ها که گران‌تر هستند برای نسخه استاندارد هیدرولیکی استفاده می‌شوند. نسخه دیگر مدل RNG می‌باشد که Yakot و Orszag (۱۹۸۶) ارائه نمودند. این نسخه بر پایه تئوری نرمال‌سازی مجدد می‌باشد و دارای یک ترم اضافی در معادله ε است. مدل RNG در بعضی از جریان‌ها بهتر از نسخه Standard اجرا شده است. در این زمینه، Lyn (۲۰۰۸) بحث و بررسی انجام داده است. نسخه‌های ویژه مدل k-ε برای جریان‌های با سطح آزاد و برای جریان‌هایی با اثرات شناوری توسعه یافته است و آن را Rodi (۱۹۸۷ و ۱۹۹۳b) توصیف نموده است. در بسیاری از آزمایش‌ها و برنامه‌های کاربردی، مدل k-ε برای انواع مختلف جریان با موفقیت قابل استفاده است.

طی چهار دهه گذشته بسیاری از محاسبات جریان هیدرولیکی با استفاده از مدل‌های RANS انجام، منتشر و برای حل مسائل مهندسی ارائه شده است. در ادامه چند مثال کاربردی که در شرایط واقعی می‌باشد، ارائه گردیده است.

مثال اول مربوط به جریان رودخانه در حالت سیلابی در سال ۱۹۹۳ با استفاده از محاسبات دوبعدی و مدل $k-\epsilon$ در عمق متوسط می‌باشد. شرایط سیلابی رودخانه Vynen-Rees توسط Minh Duc (۱۹۹۸) با استفاده از توپوگرافی و توزیع دبی شبیه‌سازی شد و سطح آب در نقاط کنترل به‌عنوان ورودی در نظر گرفته شده است. ضرایب زبری مختلف برای بستر رودخانه و دشت‌های سیلابی تعیین شدند. شرایط غیرسیلابی توسط مقایسه پروفیل‌های سرعت با اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی در موسسه مهندسی و آب‌رسانی فدرال آلمان (BAW)^۵ انجام شد. شکل (۵) توپوگرافی و سرعت در عمق متوسط را در مناطق سیلابی، در حالت اوج، افزایش و کاهش سیلاب نشان می‌دهد. شکل (۶) برای مناطق اطراف کشتی در واژگونی کشتی و حذف‌های سرعت قائم پیش‌بینی‌شده که اثر مهمی روی پایداری کشتی دارد و رابطه‌ای برای بررسی حادثه می‌باشد ارائه شده است.

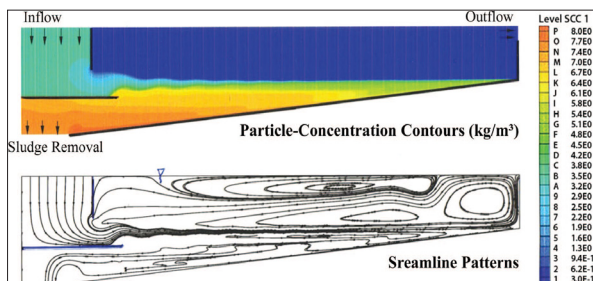


شکل ۵- محاسبات سرعت میانگین عمق سیلاب رودخانه Rhine در نزدیکی Vynen-Rees
(a)-bed topography, (b)-rising, (c)-peak, (d)-falling (Minh Duc, ۱۹۹۸)

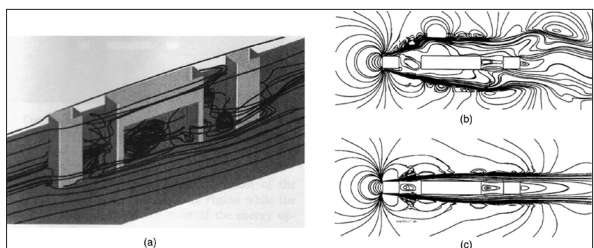
اما در شرایط خاص، این مدل نتایج مطلوبی را ارائه نمی‌دهد. Casey و Wintergerste (۲۰۰۰) خلاصه‌ای از ضعف مدل $k-\epsilon$ را در بهترین دستورالعمل ارائه نمودند. یک مشکل در اعداد رینولدز کم، برای اختلاط در نزدیکی دیواره این است که شامل توابع مختلط خاصی نزدیک به جداره است و راه‌حل عددی را مختل می‌کند. این اشکال و ضعف در لایه‌های مرزی با گرادیان فشار معکوس باعث جداسازی دیر هنگام می‌شود. استفاده از مدل $k-\omega$ در سال‌های اخیر افزایش یافته است و در آن به‌جای معادله ϵ ، از معادله $\omega = K^{1/2}/L$ برای فرکانس آشفتگی استفاده می‌شود. برای تعیین مقیاس طولی L ، Wilcox (۱۹۹۳) این مدل را مطرح نمود که نیاز به توابع نزدیک دیواره‌ها داشت و در جریان‌هایی با گرادیان فشار معکوس بهتر اجرا می‌شد. به دلیل حساس بودن بیش‌ازحد به شرایط مرزی برای ω در مرزهای جریان آزاد، Menter (۱۹۹۴) دو مدل $k-\epsilon$ و $k-\omega$ را با هم ترکیب کرد؛ به‌طوری که مدل $k-\omega$ نزدیک به جداره یا دیواره فعال است و مدل $k-\epsilon$ به دور از دیواره‌ها فعال می‌باشد.

• روش URANS

یکی از روش‌هایی که با هدف رسیدن به حالت بهینه به‌وجود آمده است و امروزه استفاده از آن در حال گسترش است روش ترکیبی شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ/میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس است. در این روش از شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ و روش میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس در کنار یکدیگر استفاده می‌شود. با این وجود دو روش مذکور اختلاف‌های اساسی با یکدیگر دارند. روش شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ بر مبنای فیلترگیری مکانی و جدا نمودن مقیاس‌های بزرگ حل شونده از مقیاس‌های کوچک مدل شونده به‌وجود آمده است ولی اساس روش میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس بر مبنای میانگین‌گیری زمانی و استفاده از کمیت‌های متوسط است. روش ترکیبی به شاخه‌های مختلفی تقسیم می‌شود. در بعضی از موارد از روش میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس در نزدیک دیواره و در لایه‌مرزی که جریان از قانون عمومی^۶ تبعیت می‌کند استفاده می‌شود و در سایر مناطق که تحت تأثیر مشخصات جریان است به‌وسیله روش شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ پیش‌بینی می‌شود. نمونه شناخته‌شده در این زمینه روش شبیه‌سازی گردابه‌های جدا شده^۷ است. یک نوع دیگر روش ترکیبی است که دو ناحیه‌ای می‌باشد. در این مورد لزوماً از روش میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس در نزدیک دیواره استفاده نمی‌شود بلکه با توجه به شرایط مسأله، ناحیه‌ای از جریان به‌وسیله این روش پیش‌بینی می‌شود. متناسب با محل رخ‌دادن پیچیدگی‌های جریان در منطقه یا ناحیه، نتایج از لحاظ دقت اهمیت بیشتری دارد و نواحی بین این دو روش تقسیم می‌شود.



شکل ۸- محاسبه غلظت ذرات در جریان‌های ثانویه (Lakehal و همکاران، ۱۹۹۹)



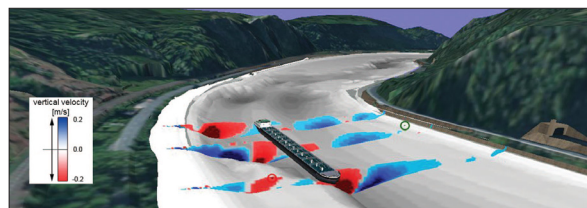
شکل ۹- محاسبه جریان URANS در پایه‌های نصب‌شده در کف (a) اثر جریان سه‌بعدی لحظه‌ای، (b) کانتور سرعت لحظه‌ای، (c) کانتور سرعت متوسط زمانی

آخرین مثال در رابطه با مدل‌های RANS می‌باشد که می‌توانند در حالت غیرمماندگار (unsteady) کار کنند و موقعیت‌های غیرمماندگار در مقیاس بزرگ را شبیه‌سازی کنند. Paik و همکاران (۲۰۰۴) شبیه‌سازی سه‌بعدی URANS را با مدل k-ε استاندارد اجرا نمودند.

• شبیه‌سازی عددی مستقیم (DNS)

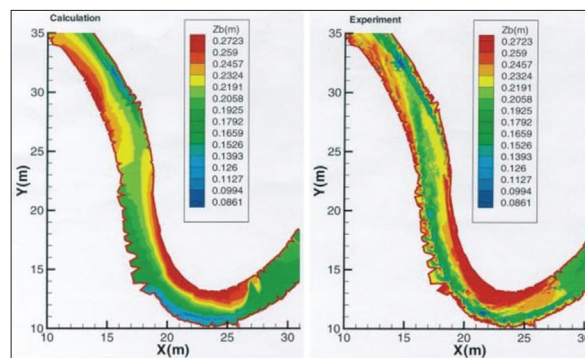
همان‌طور که در ابتدای بخش RANS اشاره شد، تابع اصلی زمانی معادلات سه‌بعدی ناویر-استوکس، حرکت نوسانی آشفته با تمام جزئیات را کنترل می‌نماید. با این حال قابلیت جوابگویی به یک راه‌حل تحلیلی دارند و تنها به‌صورت عددی می‌توانند حل شوند. در اوایل دهه ۱۹۷۰ قدرت رایانه‌ها به‌اندازه کافی بود و روش‌های عددی به‌اندازه کافی توسعه یافتند. همچنین راه‌حل‌هایی را برای بسیاری از مسائل پیدا کردند. این آغاز عصر شبیه‌سازی عددی مستقیم بود. در این روش معادلات ناویر-استوکس بدون هیچ پیش‌فرض مدلی حل می‌شوند. به این ترتیب لازم است تمام مقیاس‌های حرکت آشفته از مقیاس‌های بزرگ حاوی انرژی به کوچک‌ترین مقیاس‌هایی که محل اتلاف انرژی است، تعیین شود. در شکل (۱۰) نمایی از گردابه‌ها در پیچ تند نزدیک دیواره با لایه مرزی مسطح با استفاده از شبیه‌سازی عددی مستقیم نشان داده شده است. در شکل (۱۱) شبیه‌سازی عددی مستقیم جریان‌های لحظه‌ای در سطح جریان کانال‌های باز ارائه شده است.

مثال بعدی مربوط به جریان و انتقال رسوب در رودخانه عظیم Elbe می‌باشد که شامل مرزهای غرب و شرق آلمان است و BAW وظیفه بهبود شرایط را بر عهده داشته است. BAW اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی و میدانی که توسط محاسبات دوبعدی و سه‌بعدی مختلف پشتیبانی می‌شد، انجام دادند. منطقه مورد مطالعه شامل یک خمیدگی تیز می‌باشد و محاسبات منطقه به‌دلیل هندسه پیچیده بسیار چالش‌برانگیز بود. نتایج شبیه‌سازی سه‌بعدی وضعیت دبی جزر و مدی توسط BAW در یک مدل آزمایشگاهی بررسی شد و با استفاده از مدل ترکیبی جریان k-ε و مدل انتقال رسوب توسط Wu و همکاران (۲۰۰۰) توسعه یافت.



شکل ۶- محاسبه سرعت عمودی در رودخانه Rhine در حادثه واژگونی کشتی (Wenka و همکاران، ۲۰۱۶)

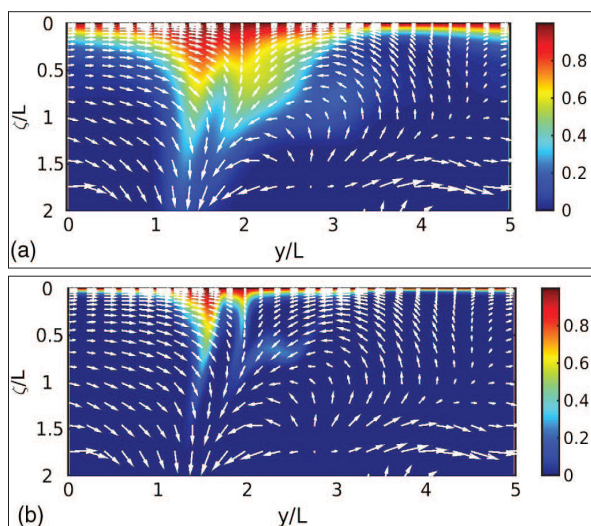
شبیه‌سازی‌ها و آزمایش‌ها از یک بستر متحرک مسطح شروع شد و تا زمانی که تعادل کامل پیدا کرد، تکامل یافت. پیش‌بینی و اندازه‌گیری مورفولوژی بستر در شکل (۷) مقایسه شده است.



شکل ۷- مقایسه اندازه‌گیری آزمایشگاهی و محاسباتی مورفولوژی بستر رودخانه Elbe (Fang, ۲۰۰۰)

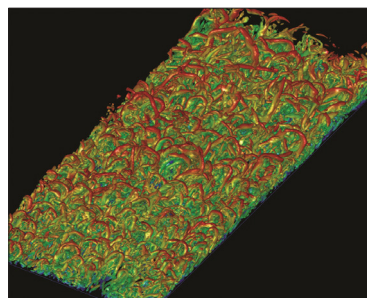
توزیع غلظت لای در شکل (۸) ارائه شده است که به‌طور واضح پوشش لای در پایین و بالای مخزن را نشان می‌دهد. جریان پیچیده در مخزن با مناطق مدور متفاوت و با طبقه‌بندی پایداری از آن در شکل (۸) نشان داده شده است. محاسبات مشابه امروزه برای طراحی سیستم‌های تصفیه هرزاب توسعه یافته است. در شکل (۹) جریان URANS در پایه‌های نصب‌شده کف در سه موقعیت مختلف ارائه شده است.

در شکل (۱۲) شبیه‌سازی عددی مستقیم انتقال اسکالر در سطح آزاد، خطوط جمع‌شدگی اسکالر لحظه‌ای و میدان سرعت در نزدیکی سطح نشان داده شده است.



شکل ۱۲- شبیه‌سازی عددی مستقیم انتقال اسکالر در سطح آزاد، خطوط جمع‌شدگی اسکالر لحظه‌ای و میدان سرعت در نزدیکی سطح (Wissink و Herlina، ۲۰۱۴)

روش‌های عددی انعطاف‌پذیر و کارآمد محاسبات موقعیت‌های بیشتر، پیچیده‌تر و حوضه‌های بزرگتری را امکان‌پذیر می‌سازد. روش‌های RANS برای سال‌های زیادی به‌عنوان محرک اصلی عملیات جریان هیدرولیکی ادامه خواهد یافت. محاسبات با این روش‌ها قابل انجام است و مدل‌های پیشرفته‌تر در دسترس هستند اما در هیدرولیک محبوبیت نداشته و تحقیقات زیادی در این زمینه انجام نشده است. در صورتی‌که آشفتگی در جریان نقش مهمی ایفا کند و بی‌نظمی زیادی را نشان دهد از مدل‌های RANS استفاده می‌شود. در این شرایط روش‌هایی برای حل لزجت گردابه‌ای به‌وضوح لازم می‌باشد و نیازمند تلاش محاسباتی بیشتری است که از دهه ۱۹۸۰ استفاده گسترده‌تری از آن صورت پذیرفته است. DNS یک روش بسیار قدرتمند است و به یک ابزار تحقیق مهم تبدیل شده است، همچنین امکان مطالعه تمام جزئیات آشفتگی را دارد. رشد مداوم توان محاسباتی منجر به شبیه‌سازی جریان‌هایی با عدد رینولدز بالاتر و پدیده‌های پیچیده‌تر مانند جریان‌های دوفازی، تعامل جریان ذرات و ... می‌شود. با این حال تلاش محاسباتی موردنیاز DNS بسیار زیاد است به‌طوری‌که این روش برای محاسبات عملی در آینده قابل پیش‌بینی مناسب نیست. روش LES به‌طور قابل‌توجهی ارزان‌تر است زیرا تنها مقیاس‌های بزرگتر از اندازه شبکه به‌وسیله آن حل می‌شود، لازم به ذکر است که این روش در دهه‌های



شکل ۱۰- نمایی از گردابه‌ها در پیچ تند نزدیک دیواره با لایه مرزی مسطح با استفاده از DNS (Moing و Wu، ۲۰۰۹)



شکل ۱۱- DNS جریان‌های لحظه‌ای در سطح جریان کانال‌های باز (Pan و Banerjee، ۱۹۹۵)

جمع‌بندی

در این تحقیق روش‌های محاسبه آشفتگی و اثرات آن از دیدگاه تاریخی موردبررسی قرار گرفت. مشخص شد که اولین روش‌های محاسبه آشفتگی روش‌های تجربی بودند که مورد استفاده قرار گرفتند. این روش‌ها هنوز هم برای حل مسائل ساده و برای ارائه تخمین‌های اولیه مفید هستند. همچنین با بررسی روش‌های مختلف در حل مسائل آشفتگی جریان عنوان شد که روش‌های تحلیل یک‌بعدی طیف وسیعی از کاربرد دارند. روش‌های میانگین‌گیری رینولدز معادلات ناویر-استوکس یک ابزار بسیار قدرتمند است که با ظهور رایانه به کار گرفته شدند. این روش برای ارائه اثرات آشفتگی از طریق یک مدل آشفتگی آماری استفاده می‌شود که به بررسی دقیق جریان و فرآیندهای مربوطه، محاسبات برای هندسه‌های دلخواه و موقعیت‌هایی با مرزهای نامنظم و پیچیده می‌پردازد. این روش‌ها می‌توانند با تعامل رژیم‌های مختلف جریان و پدیده‌های مختلف فیزیکی مواجه شوند. با گسترش رایانه‌ها روش‌های RANS بیشتر مورد استفاده قرار گرفت و در حال حاضر به‌طور معمول در عملیات مهندسی هیدرولیک استفاده می‌شود. مدل‌های RANS که به‌صورت مختصر در این مقاله تعریف شد، به‌صورت کدهای تجاری ارائه شده است. افزایش مداوم قدرت رایانه‌ها همراه با توسعه

- 1- Darcy-Weisbach
- 2- Direct Numerical Simulation
- 3- Large Eddy Simulation
- 4- Reynolds Average Navier-Stocks
- 5- Renormalized Group
- 6- Universal Law
- 7- Detached Eddy Simulation (DES)
- 8- Bundesanstalt für Wasserbau – German (BAW)

stitut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, Karlsruhe, Germany. 763.

- Fröhlich J. 2006. Large Eddy Simulation turbulenter Strömungen. Teubner, Wiesbaden.
- Gauckler P. 1868. On the movement of water in pipes. Ann. Ponts Chaussées, 38(1): 229–281.
- Hanjalic K. and Launder B.E. 2012. Modelling turbulence in engineering and the environment. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Herlina H. and Wissink J.G. 2014. Direct numerical simulations of turbulent scalar transport across a flat surface. J. Fluid Mech, 744: 217–249.
- Imberger J. and Patterson C. 1981. A dynamic reservoir simulation model: DYRESM: 5. Transport models for inland and coastal waters, H.B. Fischer, ed, Academic Press, Cambridge, MA.
- Kline S.J., Morkovin M.V., Sovran G. and Cockrell D.D. 1969. Proc. Computation of Turbulent Boundary Layers–1968 AFOSR-IFPStanford Conf, Thermosciences Div, Dept. of Mechanical Engineering, Stanford Univ, Stanford, CA.
- Kline S.J., Cantwell B.J. and Lilley G.M. 1981. Proc. 1980-81 AFOSR-HTTM-Stanford Conf. on Complex Turbulent Flows: Comparison of Computations and Experiment, Thermosciences Div, Dept. of Mechanical Engineering, Stanford Univ, Stanford, CA.
- Lakehal D., Krebs P., Krijgsman J. and Rodi W. 1999. Computing shear flow and sludge blanket in secondary clarifiers. J. Hydraul. Eng, 125(3): 253–262.

گذشته پیشرفت کرده است. همچنین استفاده از روش ترکیبی LES/RANS برای اعتبارسنجی و تکمیل محاسبات لازم می‌باشد. ذکر این نکته ضروری است که حتی اگر روش‌های پیشرفته محاسباتی دارای پتانسیل بسیار بالایی باشند، مطالعات تجربی همچنان نقش مهمی در هیدرولیک برای اعتبارسنجی و تکمیل محاسبات دارند. پیشرفت در شبیه‌سازی جریان آشفته و کاربرد آن در موقعیت‌هایی با هندسه پیچیده به‌شدت بر پیشرفت‌های قابل‌توجه در روش‌های عددی متکی می‌باشد. رویکردهای عددی جدید، در حال توسعه و پیشرفت هستند، که یکی از آن‌ها در هیدرولیک یعنی روش هیدرودینامیکی ذرات صاف (SPH) رایج است که تاکنون برای جریان‌های آشفته استفاده نشده است.

- ASCE. 1988. Turbulence modeling of surface water flow and transport. Parts I–V, J. Hydraul. Eng.
- Boussinesq J. 1877. Essai sur la théorie des eaux courantes. Mémoires présentés par divers savants à l'Académie des Sciences, Paris.
- Burchard H. 2002. Applied turbulence modelling in marine waters. lecture notes in earth sciences 100, Springer, Berlin.
- Casey M. and Wintergerste. T. 2000. Best practice guidelines. ERCOFTAC Publication.
- Chen C.J. and Rodi W. 1980. Vertical turbulent buoyant jets: A review of experimental data. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- Doneker R.L. and Jirka G.H. 1991. Expert system for mixing-zone analysis and design of pollutant discharges. J. Water Res. Plann. Manage, 117(6): 679–697.
- Doneker R.L. and Jirka G.H. 2001. CORMIX-GT system for mixing zone analysis of brine water disposal. Desalination, 139(1–3): 263–274.
- Durbin P. and Pettersson-Reif B.A. 2001. Statistical theory and modelling for turbulent flows. Wiley, Hoboken, NJ.
- Elder J.W. 1959. The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. J. Fluid Mech, 5(4): 544–560.
- Fang H.W. 2000. Three-dimensional calculations of flow and bed-load transport in the Elbe River. In-

- Paik J., Ge L. and Sotiropoulos F. 2004. Toward the simulation of complex 3D shear flows using unsteady statistical turbulence models. *Int. J. Heat Fluid Flow*, 25(3): 513–527.
- Pan Y. and Banerjee S. 1995. A numerical study of free-surface turbulence in open channel flow. *Phys. Fluids*, 7(7): 1649–1664.
- Patel V.C., Rodi W. and Scheuerer G. 1985. Turbulence models for near-wall and low Reynolds number flows. *AIAA J.*, 23(9): 1308–1319.
- Prandtl L. 1925. Über die ausgebildete Turbulenz. *Z. Angew. Math. Mech*, 5: 136–139.
- Reynolds O. 1895. On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of the criterion. *Philos. Trans. R. Soc*, 186: 123–164.
- Rodi W. 1980. Turbulence models and their application in hydraulics: A state of the art review, IAHR monograph, 1st Ed, A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands.
- Rodi W. 1987. Examples of calculation methods for flow and mixing in stratified fluids. *J. Geophys. Res*, 92(C5): 5305–5328.
- Rodi W. 1993a. Elements of the theory of turbulence.” Coastal, estuarial and harbour engineers’ reference book, M. B. Abbott and W. A. Price, eds, Chapman and Hall, London.
- Rodi W. 1993b. Turbulence models and their application in hydraulics: A state of the art review, IAHR monograph, 3rd Ed, A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands.
- Rodi W. 1995. Impact of Reynolds-average modeling in hydraulics. *Proc. R. Soc. London, Ser. A*, 451(1941): 141–164.
- Rouse H. 1946. Elementary mechanics of fluids, Wiley, Hoboken, NJ.
- Strickler A. 1923. Contributions to the question of velocity formula and the roughness numbers for rivers, channels and pipes. *Mitteilung 16*, C. Mutzner, ed, Amt für Wasserwirtschaft, Bern, Switzerland (in German).
- Van Rijn L. 1993. Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas, Aqua Publications, Blokzijl, Netherlands.
- Launder B.E. and Spalding D.B. 1974. The numerical computation of turbulent flow. *Comput. Methods. Appl. Mech. Eng.*, 3(2): 269–289.
- Launder B.E. and Rodi W. 1983. The turbulent wall jet: Measurements and modelling. *Annu. Rev. Fluid Mech*, 15(1): 429–459.
- Launder B.E. and Sandham N.D. eds. 2004. Closure strategies for turbulent and transitional flows. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Leschziner M. 2016. Statistical turbulence modelling for fluid mechanics: Demystified. Imperial College Press, London.
- List E.J. 1986. Mechanics of turbulent buoyant jets and plumes. *Turbulent buoyant jets and plumes*, W. Rodi, ed, Pergamon Press, Oxford, U.K.
- Lyn D.A. 2008. Turbulence models for sediment transport engineering. *Sediment engineering*, M. H. Garcia, ed, ASCE, Reston, VA.
- Manning R. 1889. On the flow of water in open channels and pipes. *Trans. Inst. Civ. Eng*, 20: 161–207.
- Mellor G.L. and Yamada T. 1982. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. *Rev. Geophys*, 20(4): 851–875.
- Menter F.R. 1994. Two-equation eddy viscosity turbulence models for engineering applications. *J. AIAA*, 32(8): 1598–1605.
- Menter F.R. and Egorov Y. 2010. The scale adaptive simulation method for unsteady flow predictions. Part I: Theory and model descriptions. *Flow Turbul. Combust*, 85(1): 113–138.
- Meyer-Peter E. and Müller R. 1948. Formulas for bed-load transport. Association of Hydraulic Research, 2nd Meeting, IAHR, Delft, Netherlands.
- Minh Duc B. 1998. Berechnung der Strömung und des Sedimenttransports in Flüssen mit einem tiefengemittelten numerischen Verfahren. Ph.D. thesis, Univ. of Karlsruhe, Karlsruhe, Germany.
- Moody L.F. 1944. Friction factors for pipe flow. *Trans. ASME*, 66(8): 671–684.
- Nadaoka K. and Yagi H. 1998. Shallow-water turbulence modeling and horizontal large-eddy computation of river flow. *J. Hydraul. Eng*, 124(5): 493–500.

- Ed., DCW Industries, La Canada, CA.
- Wu W.M., Rodi W. and Wenka T. 2000. 3D numerical modeling of flow and sediment transport in open channels. *J. Hydraul. Eng*, 126(1): 4–15.
- Wu X. and Moin P. 2009. Forest of hairpins in a low-Reynolds number zero-pressure-gradient flat-plate boundary layer. *Phys. Fluids*, 21(9).
- Yakot V. and Orszag S.A. 1986. Renormalization-group analysis of turbulence. *Phys. Rev. Lett*, 57(14): 1722–1724.
- Wallin S. and Johansson A.V. 2000. An explicit algebraic Reynolds stress model for incompressible and compressible turbulent flows. *J. Fluid Mech*, 403: 89–132.
- Wenka T., Brudy-Zippelius T. and Schmidt A. 2016. 2D and 3D modelling in German inland waterways. *Advances in hydroinformatics*, P. Goursbesville, et al., eds., Springer, Singapore.
- Wilcox D.C. 1993. *Turbulence modeling for CFD*, 1st Ed., DCW Industries, La Canada, CA.
- Wilcox D.C. 2006. *Turbulence modeling for CFD*, 3rd

Precision Agriculture and Irrigation

F. Attarzade^{1*}, R. Pordel Noghabi²

1,2- PhD student & MSc in Water Engineering Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.

*(Corresponding author Email: f.attarzade@yahoo.com)

Received: 02-01-2018

Accepted: 22-05-2018

کشاورزی و آبیاری دقیق

فاطمه عطارزاده^{۱*}، رسول پردل نوقابی^۲

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و دانش آموخته کارشناس ارشد، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: f.attarzade@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۱۰/۱۲

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۳/۰۱

Abstract

Agriculture uses a significant portion of water consumption. Therefore, the policy of optimal management of water consumption is essential. To achieve this, it is necessary to improve the design and use of advanced technologies and management. Precision irrigation creates coordination between advanced irrigation management, monitoring and investigation of data, modeling, and control. The purpose of this system is to automatically and continuously adjust the irrigation application system to a desired performance, and account for any variability (temporal or spatial) in crop water requirements or water intake across the field. This article describes the latest hardware and software technologies for precision irrigation on both farm-scale and larger regional scales, such as soil moisture mapping, wireless sensor networks, and precision irrigation management. Finally, trends for advanced irrigation technologies are presented.

Keywords: Precision irrigation, Real-time data, Water-use efficiency.

چکیده

بخش کشاورزی سهم عمده‌ای در مصرف منابع محدود آب دارد، بنابراین سیاست‌گذاری در مدیریت بهینه مصرف آب امری ضروری می‌باشد. برای تحقق این امر بهبود طراحی و استفاده از فناوری‌های مبتکرانه و شیوه‌های پیشرفته‌ی مدیریت لازم است. آبیاری دقیق یک هماهنگی بین مدیریت پیشرفته آبیاری، قرائت و پایش اطلاعات، مدل‌سازی و کنترل ایجاد می‌کند. هدف چنین سامانه‌ای آن است که برای حداکثر نمودن کارایی آبیاری به‌طور خودکار و مداوم میزان کاربرد آب در مزرعه را حسب شرایط زمانی یا مکانی نیاز آبی گیاه، تنظیم و تعدیل نماید. در این مقاله آخرین فناوری‌های سخت‌افزاری و نرم‌افزاری در آبیاری دقیق چه در مقیاس مزرعه و چه در مقیاس‌های بزرگتر از قبیل نگاشت رطوبتی خاک، شبکه حسگر بی‌سیم و مدیریت آبیاری دقیق توصیف می‌شود و روندهای احتمالی فناوریانه برای آبیاری را ارائه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آبیاری دقیق، داده‌های به‌هنگام، کارایی مصرف آب.

به‌طور کلی برای رسیدن به بهره‌وری مناسب فناوری‌های نوآورانه‌ای در آبیاری مورد نیاز است. در این تحقیق ضمن بررسی آخرین فناوری‌های موجود برای بهبود کاربرد آب آبیاری در مقیاس مزرعه و در مقیاس‌های بزرگتر (منطقه یا شبکه‌ی آبیاری)، آخرین پیشرفت‌ها از قبیل ابزار دقیق (سنجش از دور) ارائه شده است. در نهایت نیازها و روندهای احتمالی فناوری‌های آبیاری در آینده مطرح شده است. درحال حاضر روش‌های سنتی آبیاری (اعم از سطحی و تحت فشار) فناوری‌های تاریخ گذشته‌ای هستند که در بهترین حالت باز هم دارای کارایی محدود می‌باشند. دستاوردهای بیشتر در آینده از طریق بهبود طراحی و استفاده از فناوری‌های مبتکرانه و شیوه‌های پیشرفته‌ی مدیریت به‌ویژه با استفاده از سامانه کنترل تطبیقی^۱ به‌دست می‌آید. هدف چنین سامانه‌ای این است که برای حداکثر نمودن کارایی آبیاری به‌طور خودکار و مداوم میزان کاربرد آب در مزرعه را حسب شرایط زمانی یا مکانی و نیاز آبی گیاه تنظیم و تعدیل نماید.

آبیاری سطحی

روش‌های گوناگون آبیاری سطحی (فارو^۲، نواری^۳ و کرتی^۴) هر دو منظور آبیاری (رساندن آب به سراسر زمین تحت آبیاری و نفوذ دادن آب) را برآورده می‌نمایند. خصوصیات نفوذ خاک که شامل تغییرات زمانی (از یک آبیاری تا آبیاری بعدی) و مکانی (در سراسر مزرعه) است، تاثیرگذارترین عامل برای تعیین میزان عملکرد و یا بهره‌وری قابل دسترس آبیاری سطحی می‌باشد. در آبیاری سطحی تنوع نفوذپذیری باعث غیریکنواختی در سرعت جذب آب و سرعت حرکت آب در شیار می‌شود. از طرفی تغییرپذیری خصوصیات خاک به‌عنوان یک محدودیت فیزیکی عمده در رسیدن به بالاترین سطح کارایی آب در زمین‌های تحت آبیاری شیار شیار شناسایی شده است. لازم به ذکر است بازده آبیاری شیار تابع واریانس جریان ورودی به شیارها (از شیار به شیار دیگر) می‌باشد. به این دلیل در یک مزرعه که به روش آبیاری شیار، آبیاری می‌شود، انتخاب یک شیار به‌عنوان شاهد یا نمونه بسیار دشوار است. بنابراین ارزیابی خصوصیات نفوذ بر پایه اندازه‌گیری از یک شیار، برآورد دقیقی از بازده آبیاری نخواهد داشت. سامانه‌های آبیاری سطحی دقیق که به‌درستی طراحی و مدیریت می‌شوند تغییرات مکانی و زمانی نفوذ خاک را در تخصیص آب آبیاری لحاظ خواهند کرد. این خصوصیت می‌تواند در شبیه‌سازی، بهینه‌سازی و مدیریت انطباقی آبیاری (یا کنترل به‌هنگام) استفاده شود.

• شبیه‌سازی آبیاری سطحی

بسته‌های نرم‌افزاری برای شبیه‌سازی هیدرولیکی آبیاری سطحی توسعه یافته است که با استفاده از آن عمق آب نفوذ یافته شبیه‌سازی خواهد شد. دو مدل مرسوم SIRMOD و WinSRFR به دلیل در دسترس بودن بیشتر مورد استفاده قرار می‌گیرند. مدل‌های مشابه

هم‌زمان با رشد جمعیت، محدودیت منابع آب شیرین جهان موجب کاهش آب تخصیصی به آبیاری شده است. علاوه بر این رشد تقاضاهای دیگر برای آب (ساخت‌وساز، تولید برق و مصارف خانگی) به دلیل افزایش استانداردهای زندگی، تأمین نیازهای آینده را با توجه به افزایش دو میلیارد نفری جمعیت تا سال ۲۰۵۰ به چالش می‌کشد. در چنین شرایطی تأمین غذا نیازمند استفاده از فناوری‌های جدید آبیاری به‌منظور ارتقا بهره‌وری است. همچنین لازم است از طریق برنامه‌ریزی آبیاری افزایش ۵۰ درصدی توان تولیدی غذا در دنیا صورت پذیرد. بخش کشاورزی با برداشت تقریباً سه چهارم کل آب شیرین قابل استفاده بزرگترین مصرف‌کننده آب شیرین است. در بسیاری از کشورها به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک نسبت آب استفاده شده در کشاورزی بالاتر از ۸۰ درصد برداشت‌ها است. تلاش برای کاهش مصرف آب آبیاری تنها معطوف به فواید مستقیم کشاورزی و رشد درآمد نمی‌باشد؛ بلکه باید به اثرات گسترده اکولوژیکی، اهداف اجتماعی و پایداری زیستی در مقیاس محلی و منطقه‌ای نیز توجه شود. پیاده‌سازی این رویکرد منجر به لحاظ نمودن سهمی از آب برای حفاظت محیط‌زیست و سهمی برای پایداری منابع آب شیرین در قوانین و ضوابط دولتی می‌شود، با این حساب رقابت بر سر آب افزایش خواهد یافت.

در شرایط محدودیت شدید آبی تغییر راهبردهای تأمین و تخصیص آب و مدیریت تقاضا در بخش کشاورزی در اولویت قرار گرفته است. در این راستا راه‌حلهایی از ارتقا بازده^۱ آبیاری تا بهره‌وری^۲ آب مدنظر قرار گرفته است. بهره‌وری سنج‌های برای کارایی عملکرد است که به‌صورت نسبت ستانده به نهاده بیان شده و می‌تواند برای یک نهاده/ستانده یا تمامی نهاده‌ها/ستانده‌ها استفاده شود. در سیستم‌های کشاورزی نهاده‌ها می‌توانند آب، زمین، سرمایه، نیروی کار و کود باشند. بهبود بهره‌وری آب در بخش کشاورزی تابع مدیریت مزرعه بوده و تنها مرتبط با کاربرد آب کشاورزی نیست بلکه سایر اقدامات مدیر مزرعه از حفظ حاصلخیزی خاک و مبارزه با آفات تا جلوگیری از اتلاف محصول از روز برداشت تا روز تحویل به مصرف‌کننده در این امر دخیل و مؤثر می‌باشند. راهکار دیگر برای ارتقا بهره‌وری آب کشاورزی انتخاب صحیح روش آبیاری (سطحی/بارانی/موضعی) است. بازده، کفایت^۳ و یکنواختی^۴ آبیاری در مزرعه به میزان زیادی تابع روش و مدیریت آبیاری است. بازده آبیاری (راندمان) در دو دهه اخیر موضوعی جنجالی بوده که بر اساس آن بخش کشاورزی متهم به کاربرد مسرفانه آب و هدر دادن منابع آب شده است. دلیل توجه بیش‌ازحد به مفهوم بازده آبیاری تصور غلط از تلفات آب^۵ آبیاری در مزرعه بوده است. آبی که از دسترس یک مزرعه خارج می‌شود قابل بازیافت نیست؛ درحالی که آب برگشتی از مزرعه در نهایت به منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌پیوندد (درگاه شبکه مطالعات سیاست‌گذاری عمومی، ۱۳۹۴).

دیگر برای این منظور نیز شامل BORDEV و FURDEV می‌باشند. نرم‌افزارها مشابه نرم‌افزارهای مذکور عموماً بر پایه حل عددی معادلات کامل هیدرودینامیک (سنت‌ونانت) و یا نمونه کوتاه شده این معادله (تقریب ایزرسی صفر) در مدل WinSRFR می‌باشند. دقت این مدل‌ها در شبیه‌سازی تابع دقت پارامترهای ورودی به‌خصوص پارامترهای نفوذ خاک و پارامترهای زبری می‌باشند. در مدل‌سازی، خصوصیات نفوذ متوسط برای فارو یا کرت مورد استفاده قرار می‌گیرد. تغییرات پارامترهای نفوذ در مقیاس کوچک باعث می‌شود نفوذ در قسمت‌های زیادی از زمین کم یا بیش برآورد شود. اغلب پارامترهای مدل از طریق اندازه‌گیری (جریان ورودی، پیشروی، عمق نفوذ و رواناب) در طول رویداد آبیاری واسنجی و پس از تعیین آن‌ها مدل آماده شبیه‌سازی می‌شود.

با استفاده از بسته نرم‌افزاری IRRIMATE شبیه‌سازی بهبود کارایی آبیاری سطحی انجام خواهد شد (Smith و همکاران، ۲۰۰۵). این بسته شامل یک فرآیند پیوسته از اندازه‌گیری میدانی، شبیه‌سازی، ارزیابی و بهینه‌سازی می‌باشد که از داده‌های اندازه‌گیری شده آبیاری استفاده می‌کند و با استفاده از آن کارایی آبیاری ارزیابی خواهد شد، همچنین این بسته توصیه‌هایی برای بهترین مدیریت آبیاری در آینده ارائه خواهد داد. این بسته از زیرروال IPARM برای تعیین پارامترهای نفوذ با استفاده از اندازه‌گیری پیشروی آبیاری و رواناب استفاده می‌نماید، که این پارامترها با انتخاب بهترین شدت جریان آبیاری یا زمان قطع جریان در مدل شبیه‌سازی SIRMOLD در هر بهینه‌سازی استفاده می‌شوند. Gillies و همکاران (۲۰۱۰) مدل شبیه‌سازی واسنجی و بهینه‌سازی SISCO را توسعه دادند و در ارزیابی آبیاری کرتی به‌کار بردند. این مدل با استفاده از بخش وسیعی از داده‌های اندازه‌گیری شده شامل پیشروی آبیاری، رواناب، پس‌رفت و داده‌های عمق آب خود واسنجی کرده و با حل معکوس پارامترهای نفوذ را برآورد می‌کند. برای بهینه‌سازی آبیاری براساس اهداف تعریف شده توسط کاربر (ترکیبی از سنج‌های مختلف کارایی) شبیه‌سازی انجام می‌شود. درک تغییرات مکانی-زمانی نفوذ و استفاده از آن در شبیه‌سازی آبیاری شیار یکی از ویژگی‌های منحصر به فرد مدل SISCO است. براین اساس مدل می‌تواند شدت جریان آبیاری و زمان قطع جریان را که بهترین بازده آبیاری را برای تمام شیارها ارائه می‌دهد تعیین نماید.

• خودکارسازی و کنترل آبیاری سطحی

خودکارسازی و کنترل تطبیقی به‌هنگام، برای لحاظ نمودن تغییرات زمانی نفوذ پیشنهاد شده است. این عملیات موجب ارتقا عملکرد آبیاری نسبت به رویه‌ی مرسوم در آبیاری و کاهش قابل‌توجه در نیروی انسانی مورد نیاز خواهد شد. سامانه‌های کنترلی برای مدیریت آبیاری سطحی می‌تواند به‌صورت کنترل دستی و یا خودکار اجرا شوند. انواع متنوعی از کنترل خودکار از ساده تا پیشرفته در دسترس هستند. اگرچه برای دستیابی به آبیاری سطحی کارآمد خودکارسازی ضروری

نیست اما این اقدام سهولت مدیریت، کاهش نیاز به نیروی انسانی و اطمینان بیشتر در کنترل آبیاری را به‌دنبال خواهد داشت. استفاده از داده‌های مزرعه برای تعیین زمان آبیاری بر اساس اطلاعات رطوبتی خاک و یا کنترل به‌هنگام آبیاری سطحی خواهد بود. لازم به ذکر است اندازه‌گیری‌ها و پردازش آن‌ها در طول یک رویداد آبیاری برای اصلاح و بهینه‌سازی همان رویداد آبیاری استفاده خواهند شد. در این حالت پیشروی آب در طول فارو یا کرت به‌صورت به‌هنگام اندازه‌گیری شده و با شبیه‌سازی بهترین مقادیر متغیرهای مدیریتی (دبی جریان و زمان قطع/وصل یا کاهش دبی) تعیین می‌شود و در همان رویداد آبیاری متغیرها اصلاح می‌شوند. چنین کنترلی که در آن سازگاری به‌هنگام آبیاری شیار با تغییرات زمانی-مکانی نفوذ، رطوبت خاک، زبری و افزایش بازده آبیاری همراه خواهد بود کنترل تطبیقی نامیده می‌شود.

سامانه‌های کنترل بازخورد خودکار^۱ برای وضعیت‌های مختلف آبیاری سطحی به‌کار گرفته شده است (Sanchez و Niblack، ۲۰۰۸). در این موارد دریافت پاسخ مربوط به پیشروی آب به سمت پایین مزرعه با استفاده از ابزارهای تماسی یا غیرتماسی صورت پذیرفته است. چالش بزرگ در کنترل آبیاری سطحی به‌دست آوردن داده‌های مورد نیاز توسط سامانه کنترل در زمان کافی می‌باشد. در همه موارد شکلی از کنترل تطبیقی که پاسخ دریافتی آن پیشروی آب در پایین‌دست مزرعه و خروجی آن عمق آب به‌کار رفته است، می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. اساس کنترل عملی به‌هنگام آبیاری شیار عبارتند از: الف) اندازه‌گیری پیوسته جریان از طریق اندازه‌گیری‌های فشار در سامانه عرضه، ب) اندازه‌گیری پیشروی آب در پایین‌دست فارو در یک نقطه‌ی واحد در وسط شیار در هر آبیاری، ج) تخمین به‌هنگام کمبود رطوبت خاک و پارامترهای متداول نفوذپذیری از طریق مشاهده پیشروی آب آبیاری، د) شبیه‌سازی و بهینه‌سازی به‌هنگام آبیاری برای انتخاب زمان قطع که موجب ماکزیمم عملکرد برای آبیاری خواهد بود (Khatrri و Smith، ۲۰۰۷). سامانه کنترل آب مزرعه ترکیبی از تله‌متری رادیویی کوتاه‌برد، ارتباطات راه دور، محاسبات ابری در اینترنت و با تأمین انرژی از طریق پنل‌های خورشیدی می‌باشد، که این تمرکز سامانه‌ها بر روی کنترل رویداد آبیاری در یک قطعه زمین است. اگرچه این امر نقش مهمی در بهبود تأمین آب مورد نیاز گیاه دارد اما برای مدیریت شبکه کافی نیست. سامانه جامع مدیریت آبیاری باید دربرگیرنده‌ی یک سامانه پشتیبانی تصمیم باشد، این سامانه پشتیبانی در مدیریت آب فصلی (بهترین تخصیص به هر گیاه) و حداکثر نمودن بهره‌وری آب در شبکه نقش اساسی خواهد داشت.

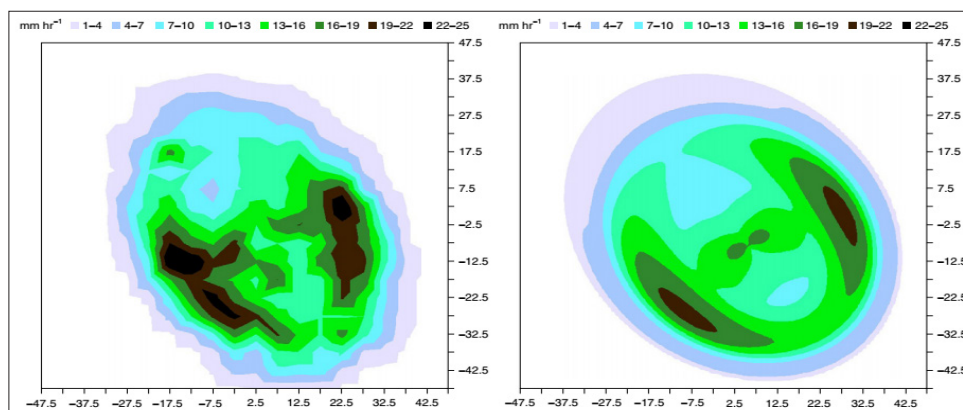
سامانه‌های آبیاری بارانی

سامانه‌های آبیاری بارانی در مقایسه با سامانه‌های آبیاری سطحی نیاز به منبع انرژی برای حرکت دارند. این سامانه‌ها برای توزیع مکانی و مقادیر عمق آب به‌کار رفته کنترل بیشتری فراهم می‌آورند.

پیش‌بینی چگونگی هم‌پوشانی آبپاش‌های مجاور (الگوی پاشش) با بررسی الگوی پاشش نازل‌های مختلف تحت فشارهای متفاوت و با هدف طراحی مؤثر سامانه‌های آبیاری بارانی (ماکزیمم یکنواختی عمق آب آبیاری) ضروری می‌باشد. طراحی سیستم آبیاری با استفاده از فاصله آبپاش‌ها از زمین، سرعت باد (شکل ۱) و اندازه نازل و فاصله آبپاش‌ها براساس ماکزیمم یکنواختی عمق آب آبیاری صورت می‌گیرد.

در دو دهه اخیر شبیه‌سازی الگوهای پاشش آبیاری بارانی در شرایط باد رشد جدی داشته است. به این منظور به طور عمده دو روش زیر استفاده می‌شود: ۱- روش قطعی، این روش تئوری بالستیک کلاسیک^{۱۱} را به منظور محاسبه برد پاشش قطرات آب به کار می‌برد. ۲- روش‌های تجربی، این روش شامل برون‌یابی الگوی اندازه‌گیری شده توزیع پاشش نازل برای سرعت و جهت مختلف باد در فشار و زاویه‌ی پاشش‌های متفاوت می‌باشد. یکی از روش‌های تجربی به کار گرفته شده مدل TRAVGUN^{۱۲} می‌باشد که در آن از شش

عامل تجربی برای تعیین الگوی پاشش آبپاش در شرایط باد استفاده شده است. خروجی مدل شامل وضعیت یکنواختی پاشش تحت پارامترهای طراحی مختلف (زاویه قطاع خیس شده^{۱۳}، فاصله‌ی لترال‌ها، جهت جابه‌جایی دستگاه، و سرعت و جهت باد) می‌باشد. کاربر می‌تواند پارامترهای طراحی را به منظور یافتن بهترین طراحی (حداکثر یکنواختی پاشش) تغییر دهد. در مقابل، مدل SIRIAS^{۱۴} (Carrion و همکاران، ۲۰۰۱؛ Montero و همکاران، ۲۰۰۱) در شبیه‌سازی الگوی پاشش بر اساس تئوری بالستیک قطره‌های بارانی عمل می‌نماید. از آنجاکه الگوی پاشش، اثر باد را شبیه‌سازی می‌کند، برای واسنجی این مدل به الگوی شعاعی پاشش اندازه‌گیری شده در هوای آرام نیاز است؛ الگوهایی که توسط مدل SIRIAS پیش‌بینی شده است، می‌توانند در برنامه‌های طراحی آبیاری بارانی استفاده شوند. در مدل mBOSS (Foley، ۲۰۱۱) که از مدل SIRIAS برگرفته شده است، به عنوان یک مدل پیشرفته هم‌پوشانی الگوهای تحت تأثیر باد مورد استفاده قرار می‌گیرد.



شکل ۱- الگوی پاشش اندازه‌گیری شده برای آبپاش تفنگی با سرعت باد ۳/۵۸ متر بر ثانیه (سمت چپ) و الگوی پاشش پیش‌بینی شده برای همان آبپاش و سرعت باد (سمت راست) (Smith و همکاران، ۲۰۰۸)

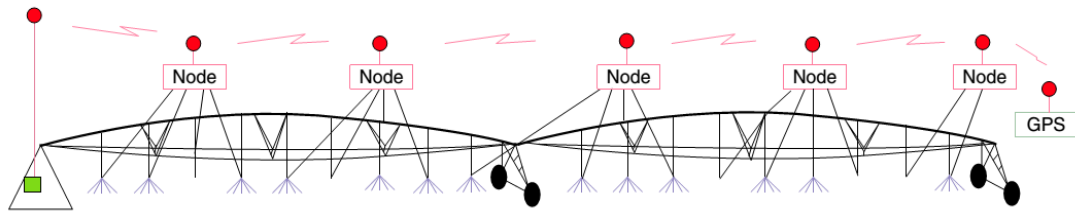
• سامانه‌های آبیاری بارانی سنتریوت و لینیر با پاشش متغیر مکانی

توسعه سامانه‌های آبیاری بارانی متحرک با اجرای برنامه‌های کاربرد متغیر مکانی آبیاری سازگار هستند. برترین کارایی این سامانه‌های آبیاری با به کارگیری فناوری دقیق کاهش انرژی^{۱۵} (LEPA) به دست خواهد آمد (Lyle و Bordovsky، ۱۹۸۳). در سامانه LEPA پاشش آب به زمین از طریق آبپاش‌ها و یا بابلرهای بسیار کم فشار در نزدیکی سطح خاک صورت می‌پذیرد. کارایی این سیستم از طریق کاهش بادبردگی قطرات، کاهش برگاب و تبخیر بهبود می‌یابد. اولین پژوهش بر روی آبیاری دقیق با سامانه‌های بارانی در اوایل دهه ۱۹۹۰ در ایالات متحده آمریکا شروع شد. این پژوهش در راستای اصلاح سامانه‌های آبیاری بارانی سنتریوت و لینیر برای کاربرد متغیر مکانی آب آبیاری و توزیع دقیق کود از آغاز شد. به این منظور توزیع آب (یا کود) براساس داده‌های مکانی ذخیره شده در پایگاه

داده و اطلاعات جمع‌آوری شده قبلی تنظیم می‌شود. سامانه‌های آبیاری نرخ متغیر^{۱۶} (VIR) برای اعمال خاص مکانی آب و به منظور تطبیق با تغییرپذیری منطقه، استفاده می‌شوند. این سامانه‌ها قابلیت کنترل و اعمال آب بر اساس رطوبت واقعی خاک، اطلاعات تبخیر از سطح مزرعه و یا شبکه مرجع آب و هوایی را دارد. فناوری‌های مختلفی برای برنامه آبیاری نرخ متغیر استفاده شده است که عبارتند از: الف- آبپاش‌های متعدد و با نرخ‌های ثابت متفاوت؛ این آبپاش‌ها در ترکیب با یکدیگر عمق‌های کاربرد آب آبیاری مختلف را می‌توانند تأمین نمایند ب- آبپاش‌های با نرخ ثابت و جریان متناوب؛ به منظور فراهم کردن عمق‌های متفاوت کاربرد آب آبیاری میزان پاشش تابع فرکانس قطع و وصل جریان می‌باشد ج- آبپاش‌های با روزنه متغیر^{۱۷} که با زمان اندازه‌روشنه کنترل و تغییر داده می‌شود. سامانه آبیاری دورانی VRI ۷۰۰۰ Farmscan (در استرالیا) و سامانه آبیاری دقیق (نیوزلند) (Precision Irrigation، ۲۰۱۴)

نمونه‌هایی از سامانه‌های موجود در بازار برای آبیاری متغیر مکانی می‌باشند. همچنین سامانه نیوزلندی که دارای کنترل

آپاش‌ها به صورت منفرد می‌باشد با استفاده از بیسیم و فناوری GPS در سال ۲۰۰۸ به بازار آمد (شکل ۲).



شکل ۲- دیاگرام شماتیک کنترل آپاش‌ها به صورت منفرد با استفاده از GPS و بیسیم

سامانه‌های آبیاری موضعی

سامانه‌های آبیاری موضعی برای مرطوب کردن بخشی از خاک که توسط ریشه گیاه اشغال شده است و با استفاده از گسیلنده‌هایی که به فواصل مناسب در طول خط لوله قرار دارند طراحی شده است. حفظ رطوبت خاک منطقه ریشه نزدیک به رطوبت بهینه، هدف این سامانه‌ها می‌باشد. کاهش تبخیر از سطح خاک، کاهش رشد علف هرز و بهبود یکنواختی آبیاری از مزایای آبیاری موضعی می‌باشد که با کنترل دقیق کاربرد آب در هر مکان صورت خواهد پذیرفت. قابلیت کاربرد آبیاری در مقادیر کم از دیگر مزایای آبیاری موضعی می‌باشد، آبیاری با مقادیر کم و فواصل کوتاه می‌تواند موجب حفظ رطوبت خاک در حد معینی برای بخش یا تمام فصل رشد گیاه شود. تحت چنین سامانه‌ای و با مدیریت صحیح می‌توان اثر بخشی بارش در طول فصل آبیاری را افزایش داد.

کارایی بالقوه سامانه‌های آبیاری موضعی بیش از ۹۰ درصد است، در این روش به دلیل کوچک بودن سطوح مرطوب شده تلفات تبخیر کمتر بوده و معمولاً رواناب سطحی وجود ندارد. در سامانه‌های آبیاری موضعی به دلیل پایین بودن نرخ کاربرد، تلفات رواناب کم می‌باشد. در تمامی سامانه‌های آبیاری بازده آبیاری تابع مدیریت و خصوصیات فیزیکی سامانه، تأثیر کمتری بر بازده آبیاری دارند. در عمل و در ارزیابی‌های میدانی مقادیر بازده از ۲۵ تا ۱۰۰ درصد اندازه‌گیری شده است که مقادیر کوچک بازده مربوط به عدم مدیریت صحیح بوده است، درحالی‌که آبیاری موضعی قابلیت دستیابی به بازده تا ۱۰۰ درصد را دارد (Schache, ۲۰۱۱). لازم به ذکر است چیدمان لوله‌های آبیاری موضعی در راندمان سیستم مؤثر خواهد بود و دلیل عمده غیریکنواختی توزیع آب تحت سامانه‌های آبیاری موضعی، تغییرات فشار در طول خطوط لوله لترال، کیفیت ساخت و انسداد گسیلنده‌ها می‌باشد. یکنواختی توزیع بالا برای به کار گرفتن سامانه آبیاری در یک برنامه آبیاری دقیق، ضروری می‌باشد. سامانه‌های آبیاری موضعی برای تحویل دقیق‌تر آب نسبت به سامانه‌های دیگر پتانسیل بیشتری دارند. این سامانه‌ها به سهولت کنترل می‌شوند و خودکارسازی آن‌ها

براساس زمان، رطوبت خاک یا براساس زمان-دما انجام می‌شود. همچنین این سامانه‌ها برای کنترل تطبیقی مناسب بوده و پتانسیل آبیاری با توزیع متغیر مکانی در مقیاس‌های متعدد (از لاترال‌ها تا گسیلنده‌های منفرد) دارند. علاوه بر این کنترل‌کننده‌هایی با توانایی تصمیم‌گیری، ویژه سامانه‌های آبیاری موضعی به منظور اعمال نرخ متغیر آبیاری براساس اطلاعات به هنگام دریافت شده از حسگرهای رطوبتی خاک در دسترس می‌باشند. پیاده‌سازی آبیاری دقیق مستلزم استفاده مشترک از کنترل‌کننده‌های «نرخ متغیر» و «متغیر مکانی» همراه با برخی تنظیمات اضافی است.

فناوری‌های پیشرفته در مدیریت آبیاری

سامانه‌های فناوری پیشرفته آبیاری در این بخش نیازمند سامانه‌های پشتیبانی تصمیم DSS می‌باشند. چنین سامانه‌ای با دریافت اطلاعات از شبکه بی‌سیم حسگرها^۸، در زمان معین سامانه آبیاری را راه‌اندازی و مقدار معین آب را در هر مکان تخلیه می‌نماید. هدف به حداکثر رساندن سود به دست آمده است که باید توجه کننده سرمایه‌گذاری در این فناوری پیشرفته باشد. زیرا به کمک تجهیزات جدید و روش‌های به روز و کارآمد امکان بهینه‌سازی (زمان آبیاری، تعیین تغییرات مکانی آبیاری و میزان کاربرد آب آبیاری) فراهم خواهد شد، به این دلیل سامانه پشتیبانی تصمیم در کنار تجهیزات پیشرفته قرار داده می‌شود. بنابراین هدف برنامه‌ریزی پیشرفته آبیاری تعیین مکان دقیق و مقدار بهینه آبیاری به ویژه در دوره‌های بحرانی می‌باشد که براساس نیاز آبی گیاه و خصوصیات رطوبتی خاک تعیین می‌شود. فناوری‌های جدید سنجش رطوبت خاک (حسگرها) داده‌های مورد نیاز برنامه‌ریزی پیشرفته آبیاری را با قابلیت تأمین وضوح زمانی و مکانی بالا فراهم می‌نمایند. اگرچه اطلاعات نیاز آبی روزانه گیاه مفید است اما پایش رطوبت خاک ابزار اصلی برنامه‌ریزی آبیاری می‌باشد. پیشرفت‌های اخیر در زمینه فناوری‌های WSN و دسترسی تجاری به آن‌ها برای پایش مکانی متناسب با مزرعه، ابزار لازم را ارائه می‌نمایند. نتیجه حاصل از این پیشرفت‌ها ترکیب هوشند حسگرها، گره‌های بی‌سیم (برای برقراری

ارتباط)، اینترنت، انتقال از طریق تلفن همراه تحت پروتکل‌های پردازش و گزارش می‌باشد.

عبارت «آبیاری دقیق» بازتابی از مفهوم کلان کشاورزی دقیق است که با کمک GPS و حسگرها برای تعیین مکان، زمان و مقدار مناسب آبیاری داده‌های لازم را فراهم می‌آورد. کشاورزی دقیق با پایش تغییرات مکانی نهاده‌ها که تا قبل از دهه ۱۹۸۰ نادیده گرفته می‌شد ابزار مناسبی برای مدیریت آبیاری دقیق، به همراه فناوری‌های جدید GPS فراهم نموده است.

• پیشرفت در برنامه‌ریزی آبیاری

اساس کار در طراحی سامانه‌ها آبیاری نیاز آبی فصلی و دوره‌ای گیاه است و براساس نیاز آبی دوره بحرانی و دبی پیک حداکثر سطح کشت تعیین می‌شود. به کمک ابزارهای برنامه‌ریزی آبیاری تغییرات تبخیر-تعرق روزانه هر گیاه نسبت به مقادیر فصلی برآورد و براساس آن برنامه آبیاری مجدداً تنظیم و تدقیق می‌شود که ملاک آبیاری خواهد بود.

فناوری‌های پیشرفته برای ارزیابی تلفات تبخیر-تعرق منطقه‌ای شامل سنجش از دور توسط ماهواره‌ها یا پوششگرهای هوایی^{۱۹} می‌باشد. از دهه ۱۹۷۰ ماهواره‌های چند طیفی مانند رادیومترهای پیشرفته با وضوح بسیار بالا مانند مودیس^{۲۰} و لندست به منظور برآورد تبخیر-تعرق استفاده شدند. باین حال رشد فناوری طیف سنجی تصویری همراه با افزایش دسترسی به عکس‌های هوایی فرصت‌های جدیدی را برای افزایش دقت برآورد تبخیر-تعرق توسط سنجش از دور هوایی فراهم می‌نمایند. ناسا برای تعبیر طیف‌نگاری‌های تصویری، استاندارد تدوین نموده که در آن دامنه طیف مرئی و مادون قرمز به ۲۲۴ باند با عرض ۱۰ نانومتر تقسیم شده است. عکس‌های هوایی تهیه شده توسط این طیف‌نگارها برای تعیین تبخیر و تعرق و درک فرآیندهای فیزیولوژیکی گیاهان مناسب هستند. اگر چه آن‌ها از نظر گستره پوشش محدود و برای برآوردهای منطقه‌ای نامناسب و برای برآوردهای مزرعه‌ای (نقطه‌ای) مناسب هستند.

برنامه‌ریزی آبیاری روزانه بر اساس مدل‌های بیلان آب خاک می‌باشد که کمبود رطوبت خاک را به صورت روزانه و با استفاده از ورودی‌های خاک، گیاه، آب و هوا و عرض جغرافیایی به وسیله مقدار تبخیر-تعرق روزانه‌ی محاسبه شده تعیین می‌نمایند. در این رویکرد عامل تعیین کننده در آغاز هر آبیاری و تعیین زمان بندی آبیاری، رسیدن رطوبت خاک به مقدار بحرانی (تخلیه مجاز رطوبتی) می‌باشد. ابزارهای مدل سازی مرسوم بسیار مفید هستند اما در تشخیص تغییرات مکانی درون مزرعه دچار کاستی می‌باشند و نمی‌توانند شبیه‌ساز مناسبی برای شرایط متغیر مزرعه (غرقاب شدن، تراز سطح آب بالا، رشد متغیر گیاه به هر دلیل و ...) باشند. ابزارهای برنامه‌ریزی پیشرفته‌ی آبیاری نیازمند اطلاعاتی در خصوص تغییرات مکانی عوامل مؤثر در آبیاری می‌باشند تا براساس آن بتواند

پهنه‌بندی این عوامل در مزرعه را از نظر رطوبت خاک به دقت برآورد نماید. عوامل مؤثر در طراحی آبیاری شامل توپوگرافی، عمق خاک، بافت خاک و قابلیت ذخیره رطوبتی خاک می‌باشد. همچنین بهره‌وری مزرعه نه تنها تابع آبیاری بلکه تابع مدیریت سایر عوامل، شامل خاک‌ورزی، حاصلخیزی، کنترل بیماری‌ها و آفات و ویژگی‌های سامانه‌های آبیاری مختلف است. همچنین اعمال سناریوهای آبیاری دقیق وابسته به سطح فناوری و زیرساخت آبیاری مزرعه است. سنجش تنش آبی گیاهان به عنوان روشی برای برآورد نیاز آبی گیاه می‌باشد. به عنوان مثال Peters و Evett (۲۰۰۸) روش «درجه حرارت- زمان- آستانه» را استفاده کردند، آن‌ها در این روش دمای برگ گیاهان را با استفاده از دماسنج‌های ترموکوپل مادون قرمز که متصل به خراطهای محور سامانه آبیاری سنتریوت شده بود به صورت خودکار اندازه‌گیری کردند و براساس این داده‌ها شاخص تنش گیاه را برای سطح مزرعه محاسبه نمودند. روش دیگر برای تعیین تنش آبی گیاه از طریق اندازه‌گیری‌های رطوبت خاک است. در این روش تنش آبی با میزان تخلیه روزانه رطوبت خاک مرتبط فرض شده است. ابزارهای سنجش رطوبت خاک مرسوم‌ترین ابزارها برای راه‌اندازی خودکار سامانه و برنامه‌ریزی آبیاری هستند. درحال حاضر انواع متعددی از سنسورها جدید و پیشرفته برای پایش آب، خاک در دسترس می‌باشند (Cardenas-Lailhacar و همکاران، ۲۰۱۰). بهبود دقت سنسورهای رطوبت خاک با واسنجی آن‌ها (با خاک و شرایط مزرعه) و اطمینان از تماس کامل آن سنسورها با خاک محقق می‌شود.

خودکارسازی در آبیاری سطحی با آبیاری تحت فشار متفاوت است زیرا معمولاً در آبیاری سطحی دور و مقدار آب دریافتی برای آبیاری ثابت است، تحت چنین شرایطی برنامه‌ریزی آبیاری به شدت محدود می‌شود. علاوه بر این امکان اعمال آبیاری مکان خاص^{۲۱} در آبیاری سطحی وجود ندارد. بنابراین تعریف کشاورزی دقیق در آبیاری سطحی به «ارائه بهترین زمان بندی آبیاری قطعات» تقلیل می‌یابد. اما به دلیل اینکه کنترل و مانور دقیق سازه‌های تنظیم و توزیع آب توسط کنترل‌گرهای خودکار نادیده گرفته شده است، ابزارهای برنامه‌ریزی در مقیاس‌های ورای قطعه (مزرعه، شبکه و ...) نیز اهمیت پیدا می‌کند. افزونه‌های GIS ابزار مناسبی برای مدیریت آبیاری دقیق در این مقیاس بوده که موجب تأمین منصفانه آب آبیاری می‌شوند. بهترین زمان بندی آبیاری قطعات متأثر از الف- تفاوت‌های خاک (بافت و ...)، گیاه و تحویل آب به مزارع از کانال اصلی یا چاه، ب- نبود یا محدودیت مخازن ذخیره سازی و ج- نابرابری در توزیع آب به کانال‌های درجه سوم است (Rowshon و همکاران، ۲۰۰۹). آبیاری دقیق برای آبیاری سطحی شامل سه مرحله است: ۱- پیش‌بینی تقاضای آب برای آبیاری هر واحد ۲- شبیه سازی و بهینه سازی و ۳- توصیه بهترین استراتژی تأمین آب واحدهای متقاضی (اردمه، ۱۳۹۴)

• نگاشت رطوبت خاک^{۲۲}

اخیراً پیشرفت‌های فناوری در کاربرد سنسورهای زمین‌منا توأم با ثبت موقعیت (GPS) امکان نگاشت سریع و مقرون به صرفه اطلاعات کاربری اراضی، خاک و گیاه را برای اخذ تصمیم‌های آگاهانه در مدیریت آبیاری فراهم می‌آورد. برخی از ابزارهایی که اطلاعات رطوبت خاک را در مساحت‌های بزرگ ارائه می‌کنند شامل امواج ماکروویو در سنسور از دور (شامل تصاویر هوایی و ماهواره‌ای) و تجهیزات راداری فعال می‌باشد، که به زبری سطح (پوشش گیاهی) بسیار حساس هستند و بهترین نتایج آن‌ها مربوط به شرایط زمین مسطح و بدون پوشش گیاهی می‌باشد (Jonard و همکاران، ۲۰۱۱؛ Kseneman و همکاران، ۲۰۱۲) که عدم تأثیرپذیری آن‌ها از پوشش ابر مزیت این دو روش می‌باشد. کاربری امواج ماکروویو و روش‌های راداری با کمک تجهیزات زمینی نیز مرسوم است. این تجهیزات که بر روی وسایل نقلیه برای نقشه‌برداری رطوبت خاک نصب شده است جهت مدیریت آبیاری متغیر مکانی استفاده می‌شوند. لازم به ذکر است این روش‌ها نیازمند واسنجی در مزرعه می‌باشند. تومورگرافی مقاومت الکتریکی^{۲۳} و TDR دو نمونه از روش‌های مرسوم و با دقت مناسب در اندازه‌گیری رطوبت خاک می‌باشند اما ثابت بودن ابزارهای تعبیه شده در زمین ضعف هر دو روش است (Kelly و همکاران، ۲۰۱۱). مزیت عمده استفاده از این روش‌ها تولید داده‌ها و اطلاعات دیجیتالی است. داده‌های دیجیتالی به راحتی در کامپیوترها پردازش شده و اطلاعات به‌هنگام دقیقی از میزان تبخیر-تعرق گیاه و یا رطوبت خاک، به صورت نقشه در اختیار کاربران قرار می‌دهند. علاوه بر آن داده‌های دیجیتالی در بستر شبکه‌های کابلی و یا بی‌سیم انتقال داده وارد شده و برای افراد مختلف در هر قسمتی از دنیا قابل مشاهده هستند. این اطلاعات می‌توانند ورودی‌های سامانه‌های پشتیبانی تصمیم (حلقه باز و یا حلقه بسته) را فراهم نموده و به عنوان ابزار اتخاذ تصمیم‌های دقیق، صحیح و سریع توسط مدیران مزرعه مورد استفاده قرار گیرند. در بهترین حالت کامپیوتر می‌تواند آبیاری دقیق مزرعه را هوشمندانه و به صورت خودکار مدیریت نماید.

• نقش اینترنت در آبیاری دقیق

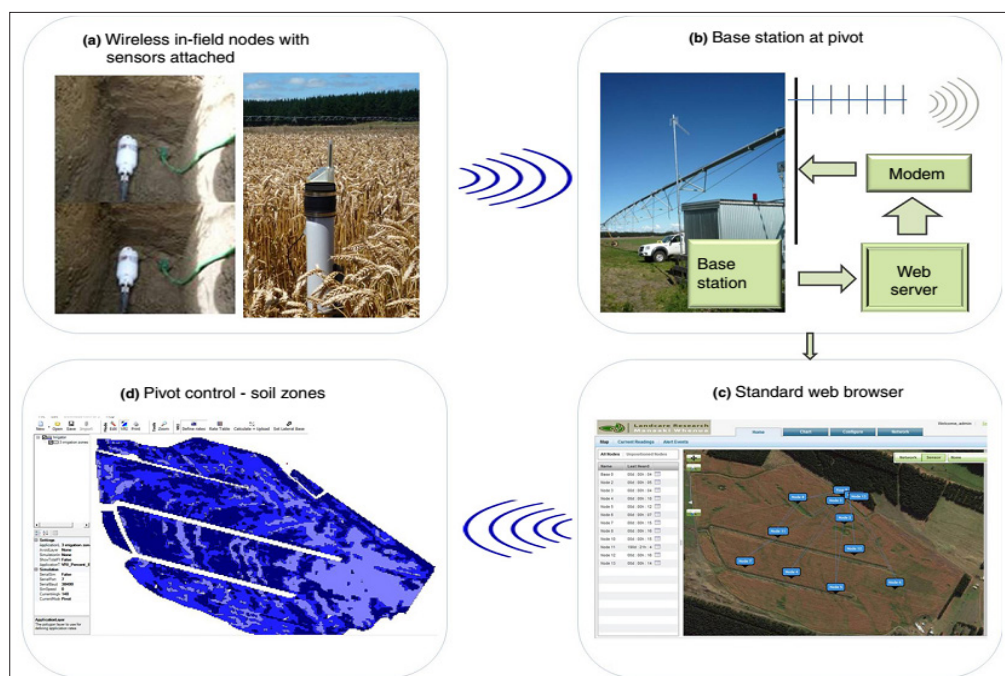
نوآوری‌های اخیر در سنسور کم ولتاژ و فناوری‌های بی‌سیم هم‌زمان با پیشرفت در اینترنت و فناوری‌های ارتباطی تلفن همراه فرصت‌هایی را برای توسعه و کاربرد سامانه‌های مدیریت به‌هنگام آبیاری دقیق فراهم آورده است (Evans و همکاران، ۲۰۱۲). مدیریت آبیاری دقیق به شدت وابسته به داده‌های متغیر مکانی و رزولوشن این داده‌ها است. رزولوشن بالای مکانی می‌تواند به کمک حسگرهای متصل به اینترنت^{۲۴} (SWE) با دسترسی به شبکه GPS و با فناوری‌های هوشمند WSN اصلاح و تکمیل شود.

سنسورهای بی‌سیم با ارسال سیگنال به درگاه تبادل اطلاعات به اینترنت مرتبط می‌شوند. سپس این داده‌ها به وب-سرور انتقال داده شده و

بر روی پایگاه داده ذخیره و نگهداری خواهند شد. اکنون هر کامپیوتر شخصی متصل به اینترنت می‌تواند با دسترسی پایگاه داده و یا وب-سرور از داده‌های ذخیره شده و از جریان داده‌های به‌هنگام برای تحلیل وضعیت رطوبت خاک و یا ... استفاده نماید. جمعیت اطلاعات سنسورها در سطحی وسیع (تعداد زیاد سنسورهای متنوع و با پروتکل‌های انتقال اطلاعات متمایز) و ایجاد پایگاه ابر داده^{۲۵} نیازمند یک زیرساخت منسجم و مستقل از بسترهای^{۲۶} تولید داده برای یکسان سازی فرمت داده‌ها و تسهیل تبادل اطلاعات می‌باشد. استاندارد OGC برای چنین امری فراهم شده است که به عنوان واسط بین سرویس گیرنده و داده‌های سنسور عمل می‌کند (Broring و همکاران، ۲۰۱۱). با توجه به کاهش قیمت روزافزون فناوری‌های بی‌سیم و دیجیتالی این فناوری‌ها در حال تجاری شدن برای استفاده در مقیاس مزرعه و در ترکیب با سامانه پشتیبانی تصمیم می‌باشند. این ترکیب فرصت اتخاذ تصمیم‌های بهینه را حتی از راه دور به آسانی فراهم می‌آورد که ضمن صرفه جویی در مصرف آب منجر به تولید بیشتر می‌شود. نصب حسگرهای بی‌سیم (WSN) توجیه پذیرتر از به کارگیری حسگرهای سیمی موجود است به ویژه هنگامی که فراهم آوردن داده‌ها با رزولوشن مکانی بالاتر مورد نیاز باشد. زیرا رزولوشن بالا نیازمند نصب سنسورها با تراکم بیشتر است. تمایز سیگنال‌های حسگرهای بی‌سیم از یکدیگر به کمک علائم همراه شده با فرکانس رادیویی (FM، بلوتوث، ...) ممکن خواهد شد. در شکل (۳) مراحل استفاده از WSN در برنامه ریزی آبیاری دقیق نمایش داده شده است. امروزه سامانه آبیاری دقیق با استفاده از فناوری شبکه حسگر در ترکیب با سامانه عامل اندروید/IOS توسعه یافته است. داده‌ها از طریق Wi-Fi به صورت به‌هنگام از حسگرها به تلفن‌های همراه منتقل می‌شوند (Isik و همکاران، ۲۰۱۷).

• مدیریت آبیاری دقیق

ابزارهای خاصی برای مدیریت آبیاری دقیق توسعه یافته است. یکی از مهم‌ترین این ابزارها نقشه‌برداری EM است که می‌تواند با مانیتورینگ متغیر مکانی داده‌های به‌هنگام رطوبت خاک را برای مدیریت آبیاری دقیق فراهم نماید. در یک تجربه خاص از آبیاری متغیر مکانی، علاوه بر تغییرات خاک در سطح مزرعه از نقشه EM و نقشه اراضی تحت کشت برای برآورد ظرفیت نگهداری آب استفاده می‌شود و با داشتن نوع خاک، میزان رطوبت در ظرفیت مزرعه و نقطه پژمردگی این پارامتر برآورد می‌شود. نوع گیاه کشت شده عمق ریشه (در طول دوره رشد گیاه) را تعیین می‌کند. اکنون برای هر نوبت آبیاری براساس نقشه EM برای هر نقطه از مزرعه میزان آب آبیاری تعیین می‌شود. این لایه‌ها به منظور مدیریت آبیاری دقیق در اختیار کشاورز قرار می‌گیرد و با استراتژی آبیاری دقیق به هر میزانی که درجه تغییرپذیری‌ها (خاک و گیاه و رطوبت و ...) بیشتر شود فرصت برای صرفه جویی بیشتر آب و افزایش بازده و بهبود عملکرد تولید و در نهایت بهره‌وری فراهم می‌شود.



شکل ۳- مراحل کاربرد WSN در برنامه‌ریزی آبیاری دقیق (Hedley و همکاران، ۲۰۱۳)

• اهمیت مقیاس در آبیاری دقیق

مقیاس مناسب برای پیاده‌سازی آبیاری دقیق در اصل وابسته به توجیه اقتصادی آن است یعنی در اثر راه‌اندازی آبیاری دقیق چه میزان منفعت حاصل می‌شود و آیا این منفعت از هزینه آبیاری دقیق بیشتر است یا کمتر؟ واضح است در حالتی که منفعت بیشتری به دست‌آید استراتژی آبیاری دقیق دنبال خواهد شد. لازم است قبل از تصمیم‌گیری در مورد به‌کارگیری آبیاری دقیق با استفاده از شبیه‌سازی، برآوردی از میزان اثربخشی آن به دست‌آید و در صورت توجیه‌پذیر بودن (باتوجه به عدم قطعیت‌ها) اقدام شود، نتایج واقعی ممکن است انطباق کاملی بر نتایج مدل شده نداشته باشد. در کشاورزی سنتی قطعه زمین‌های تحت آبیاری بسیار کوچک هستند به این دلیل میزان تفاوت مکانی (خاک) در آن ناچیز است و در صورتی که اراضی یکپارچه مدیریت شوند این تفاوت مکانی را می‌توان بررسی نمود. در اراضی بسیار بزرگ این استدلال که به دلیل تنش‌های آبی تولید ناهمسان محصول در سطح مزرعه به وجود خواهد آمد کاری ناممکن می‌باشد لذا نمی‌توان توجیه‌پذیری آبیاری دقیق را بررسی نمود.

• نقش دماسنج گرمایی و دوربین‌ها در آبیاری دقیق

از دهه ۱۹۹۰ مشخص شد که گرمانگاری نسبت به مشاهدات بصری می‌تواند نتیجه بهتری برای تشخیص زود هنگام بیماری گیاه دارد. نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که عکس‌های مربوط به دوربین مادون قرمز گرمایی با استفاده از GPS و امکانات GIS قادر به تشخیص تنش‌های زیستی (پوسیدگی ریشه) و

تنش‌های غیرزیستی (خشکسالی) هستند (Falkenberg و همکاران، ۲۰۰۷). داده‌های مربوط به عکس‌های گرمایی قادر هستند نقشه‌هایی با مساحت بزرگ که نشان دهنده موقعیت گیاهانی با تنش آبی هستند را تعیین کنند. دمای پوشش تاج درخت را می‌توان با استفاده از روش‌هایی شی‌گرا استخراج کرد که مانع از ترکیب پیکسل‌های خاک و پوشش گیاهی می‌شود (Gonzalez-Dugo و همکاران، ۲۰۱۳). دماسنج‌های مادون قرمز یک ناحیه کوچک از مزرعه را در هر زمان ارزیابی می‌کنند. اگر دماسنج‌های مادون قرمز روی سامانه آبیاری متحرک نصب شوند و داده‌ها به صورت پیوسته جمع‌آوری شوند اطلاعات در مکان و زمان فراهم خواهد شد. سنسورهای عکس‌برداری مرئی نسبت به عکس‌برداری مادون قرمز گرمایی کم‌هزینه‌تر هستند و توانایی تشخیص و شدت رنگ با استفاده از مولفه‌های RGB^{۳۷} پیکسل‌ها را دارند. سنسورهای عکس‌برداری مرئی قابل دسترسی به نور نزدیک، به امواج مادون قرمز و نور ماوراء بنفش حساس هستند. همچنین در صورتی که پردازش تصویر خودکار شود عکس‌های دیجیتالی برای تصمیم‌گیری در مدیریت آبیاری دقیق می‌تواند مفید باشد. مزیت عکس‌های دیجیتالی این است که با استفاده از عکس‌های دیجیتالی داده‌ها به فرمتی که دیده شود قابل تبدیل هستند می‌توانند به آسانی ارزیابی شوند. عکس‌های دیجیتالی (طیف مرئی، مادون قرمز و بالاتر) با استفاده از روش‌های مختلف پردازش می‌شوند که عکس را به پیکسل‌ها تفکیک و به شدت طیف در باندهای مختلف در یک پیکسل تبدیل و اطلاعات مربوط به وضعیت گیاه را تولید می‌کند.

باتوجه به اینکه سهم عمده‌ای از منابع محدود آب کشور در بخش کشاورزی مصرف می‌شود سیاست‌گذاری برای مدیریت بهینه مصرف آب امری ضروری بوده و به این دلیل تحقیقات اخیر محققان به منظور افزایش بازده آبیاری و کارایی مصرف آب در راستای خودکارسازی (آبیاری دقیق) بوده است. آبیاری دقیق قابل انطباق بر کلیه روش‌های آبیاری و گیاهان در هر زمان و مکان است. در آبیاری دقیق یک هماهنگی واحد بین مدیریت پیشرفته آبیاری و قرائت و پایش اطلاعات، مدل‌سازی و کنترل وجود دارد. این مفهوم بازتابی از مفهوم کلان کشاورزی دقیق است که با کمک GPS و حسگرها داده‌های لازم برای تعیین مکان، زمان و مقدار مناسب آبیاری را ارائه می‌کند. در این مقاله آخرین فناوری‌های نرم‌افزاری و سخت‌افزاری موجود برای بهبود کاربرد آب در آبیاری در مقیاس مزرعه و مقیاس‌های بزرگتر از قبیل ایزاردقیق و یا سنجش از دور و شبکه حسگر بی‌سیم ارائه شد. باتوجه به مطالعات بررسی شده در این تحقیق اولین قدم در بحث کشاورزی دقیق در ایران شناسایی توانایی‌ها و قابلیت‌های بالقوه می‌باشد که محلی شدن این فناوری را به دنبال خواهد داشت. از طرفی اطلاعات و آموزش و به کارگیری فناوری‌های مرتبط با کشاورزی دقیق امری مهم در توسعه و اجرای آن می‌باشد.

12-Travelling gun irrigation

۱۳- زاویه قطاعی که در آبیاری با دستگاه‌های بارانی تفنگی، زمین در آن محدوده خیس می‌شود.

14- SimulaciÓn de Riego por ASpersiÓn

15-Low-Energy Precision Application

16-Variable Rate Irrigation

17-Variable-Aperture Sprinklers

18-Wireless Sensor Networks (WSNs)

19-Airborne Scanner

20-Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

21- Site-specific irrigation

22-Soil Moisture Mapping

23-Electrical Resistivity Tomography

24-Sensor Web Enablement

25-Metadata

26-Platform

27-Red, Green and Blue

• فناوری پهپاد در آبیاری دقیق

با فراوان شدن پهپادها در بازار و مقرون به صرفه شدن هزینه‌ی آن‌ها دریچه دیگری به روی آبیاری دقیق (و یا حتی مدیریت مزرعه دقیق) گشوده شده است. فناوری‌های سنجش از دور در دو دهه اخیر رشد چشمگیری داشته است. ترکیب دو فناوری نصب دوربین مناسب بر روی پهپادها و استفاده از آن برای پایش مزرعه (از جمله رطوبت خاک و ...) تحول عظیمی در شیوه مدیریت کشاورزی (به ویژه آبیاری) فراهم آورد. درحالی که ممکن است اطلاعات به دست آمده از تعدادی از باندهای سنجنده‌های چندطیفی برای متمایز کردن گیاهان از پدیده‌های غیرگیاهی مفید باشند تفکیک گونه‌هایی که بازتابندگی مشابه هم دارند از یکدیگر مشکل خواهند بود که این مسئله نیاز به تصاویر با قدرت تفکیک مکانی و طیفی بالاتر دارد. برای تحقق این امر از پهپادها استفاده می‌شود که هم‌زمان با توسعه این پهپادها سنجنده‌های تصویربرداری با ابعاد کوچکتر و سبک‌تر طراحی و ساخته شده است. تصویربرداری هوایی نسبت به تصویربرداری ماهواره‌ای قدرت تفکیک مکانی، طیفی و زمانی بهتری را ارائه خواهد کرد. تحولات و پیشرفت‌های اخیر در ساخت پرنده‌های بدون سرنشین، سکوها، سامانه‌های عامل، سنجنده‌ها و تکنیک‌های پردازش تصویر موجب توسعه بیشتر علم سنجش از دور شده است. پهپادها با استفاده از یک سکو کوچک مجهز به یک سنجنده RGB چندطیفی، ابرطیفی، تصویربرداری حرارتی و لیزر اسکنرها اطلاعات مفید و به روزی ارائه می‌کنند.

تقدیر و تشکر

از جناب آقای دکتر «کامران داوری» به دلیل راهنمایی و نیز همکاری بی‌دریغ ایشان جهت پیشبرد این مقاله سپاسگزاریم.

پی‌نوشت

1-Efficiency

2-Productivity

3-Sufficiency

4-Uniformity

5-Water Wastage

6- Adaptive control systems

7- Furrows Irrigation

8- Border dykes Irrigation

9- Basin Irrigation

10- Automated feedback control systems

11-Traditional Ballistic Theory

- ping field-scale soil moisture with L-band radiometer and ground-penetrating radar over bare soil. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49: 2863–2875.
- Kelly B.F.J., Acworth R.I. and Greve A.K. 2011. Better placement of soil moisture point measurements guided by 2D resistivity tomography for improved irrigation scheduling. *Soil Research*, 49: 504–512.
- Khatiri K.L. and Smith R.J. 2007. Toward a simple real-time control system for efficient management of furrow irrigation. *Irrigation and Drainage*, 56(4): 463–475.
- Kseneman M., Gleich D. and Potocnik B. 2012. Soil-moisture estimation from TerraSAR-X data using neural networks. *Machine Vision and Applications*, 23: 937–952.
- Lyle W.M. and Bordovsky J.P. 1983. LEPA irrigation system evaluation. *Transactions of the ASAE*, 26: 776–781.
- Montero J., Tarjuelo J.M. and Carrion P. 2001. Sirias: A simulation model for sprinkler irrigation 2. Calibration and validation of the model. *Irrigation Science*, 20(2): 85–98.
- Niblack M. and Sanchez C.A. 2008. Automation of surface irrigation by cut-off time or cut-off distance control. *Applied Engineering in Agriculture*, 24(5): 611–614.
- O'Shaughnessy S.A. and Rush, C. 2014. Precision agriculture: irrigation.
- Peters R.T., Evett S.R. 2008. Automation of a centre pivot using the temperature-time-threshold method of irrigation scheduling. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE*, 134: 286–291.
- Precision Irrigation. 2014. Available at: <http://www.precisionirrigation.co.nz/> (accessed 14.01.14).
- Rowshon M.K., Amin M.S.M., Lee T.S., Shariff R.M. 2009. GIS-integrated rice irrigation management information system for a river-fed scheme. *WaterResources Management*, 23: 2841–2866.
- Schache M. 2011. Identifying best management practice through irrigation benchmarking: Would you like probes with your drippers? In: *Irrigation Australia, Irrigation & Drainage Conference*, Launceston, Tasmania. Mascot, NSW, Sydney: Irrigation Australia Limited.
- Smith R.J., Raine S.R. and Minkovich J. 2005. Irrigation application efficiency and deep drainage potential under surface irrigated cotton. *Agricultural Water Management*, 71(2): 117–130.
- Smith R.J., Gillies M.H., Newell G. and Foley J.P. 2008. A decision support model for travelling gun irrigation machines. *Biosystems Engineering*, 100(1): 126–136.
- اردمه، م.ر. ۱۳۹۴. طراحی و ساخت یک سامانه‌ی اتوماسیون آبیاری شیاری به صورت به‌هنگام به کمک میکروکنترلرهای AVR و ارزیابی عملکرد آن. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه فردوسی مشهد. مشهد. ایران. درگاه شبکه مطالعات سیاست‌گذاری عمومی. ۱۳۹۴. <http://npps.ir/ArticlePreview.aspx?id=61518>
- Broring A., Echterhoff J., Jirka S. and et al., 2011. New generation sensor web enablement. *Sensors*, 11: 2652–2699.
- Cardenas-Lailhacar B., Dukes M.D. and Miller G.L. 2010. Sensor-based automation of irrigation on bermudagrass during dry weather conditions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136(3): 161–223
- Carrion P., Tarjuelo J.M. and Montero J. 2001. Sirias: A simulation model for sprinkler irrigation 1, Description of the model. *Irrigation Science*, 20(2): 73–84.
- Evans R.G., Iversen W.M. and Kim Y. 2012. Integrated decision support, sensor networks, and adaptive control for wireless site-specific sprinkler irrigation. *Applied Engineering in Agriculture*, 28(3): 377–387.
- Falkenberg N.R., Piccinni G., Cothren J.T., Leskovar D.I. and Rush C.M. 2007. Remote sensing of biotic and abiotic stress for irrigation management of cotton. *Agriculture Water Management*, 87: 23–31.
- Foley J. 2011. Performance improvement of centre pivots and lateral moves. PhD Dissertation, Faculty of Engineering and Surveying, University of Southern Queensland.
- Gillies M.H., Smith R.J., Williamson B. and Shanahan M. 2010. Improving performance of bay irrigation through higher flow rates. *Australian Irrigation Conference and Exhibition*. Irrigation Australia Limited. Mascot, NSW, Sydney.
- Gonzalez-Dugo V., Zarco-Tejada P., Nicolas, E. and et al. 2013. Using high resolution UAV thermal imagery to assess the variability in the water status of five fruit tree species within a commercial orchard. *Precision Agriculture*, 14(6): 660–678.
- Hedley C.B., Roudier P., Yule I.J., Ekanayake J. and Bradbury S. 2013. Soil water status and water table modelling using electromagnetic surveys for precision irrigation scheduling. *Geoderma*, 199: 22–29
- Işık M.F., Sönmez Y., Yılmaz C., Özdemir V. and Yılmaz E.N. 2017. Precision Irrigation System (PIS) Using Sensor Network Technology Integrated with IOS/Android Application. *Applied Sciences*, 7(9): 891.
- Jonard F., Weihermuller L., Jadoon K.Z. and et al. 2011. Map-

An Introduction to UNSODA Soil Bank and Its Application in Soil and Water Research

B. Ghahraman¹, S. Omid^{2*}

1,2- Professor & PhD student of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.

*(Corresponding Author Email: omidi_samira@yahoo.com)

Received: 10-05-2017

Accepted: 03-05-2018

معرفی و کاربرد بانک خاک UNSODA در تحقیقات آب و خاک

بیژن قهرمان^۱، سمیرا امید^{۲*}

۱-۲- به ترتیب استاد و دانشجوی دکتری مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: omidi_samira@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۲/۲۰

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۲/۱۳

Abstract

There are numerous mathematical models that predict and analyze the movement of water and pollutants in saturated and unsaturated zones beneath the soil. The usefulness and accuracy of these models severely depend on the reliable characterization of the soil hydraulic properties, i.e. water retention and hydraulic conductivity of the unsaturated zone. The accurate measurements of these properties are highly cumbersome and are not feasible for many applications including issues concerning soil contamination. UNSODA is a soil database containing unsaturated soil hydraulic properties (water retention, hydraulic conductivity, and soil water diffusivity), basic soil properties (particle-size distribution, bulk density, organic matter content, etc.), which are used for indirect prediction of the unsaturated soil hydraulic functions. This paper introduces this database, explains its applications, and shows how it can be used in soil and water research.

Keywords: Water retention curve, Hydraulic conductivity function, Soil hydraulic properties, database, UNSODA.

چکیده

مدل‌های ریاضی فراوانی در تحلیل حرکت آب و آلاینده‌های محلول در ناحیه اشباع و غیراشباع زیر سطح خاک به کار می‌روند. کارایی و دقت این مدل‌ها عمدتاً بستگی به توانایی آن‌ها در قابلیت مشخص کردن ویژگی‌های هیدرولیکی ناحیه غیراشباع، مکش رطوبت و هدایت هیدرولیکی دارد. دقت اندازه‌گیری این ویژگی‌های هیدرولیکی غیراشباع، در بسیاری موارد مانند ارزیابی روش‌های مختلف توزیع آلودگی در خاک سخت و طاقت‌فرسا است. بانک خاک UNSODA شامل اطلاعات ویژگی‌های هیدرولیکی خاک غیراشباع (منحنی مشخصه رطوبتی، هدایت هیدرولیکی و پخشیدگی آب خاک) و سایر اطلاعات خاک (مانند توزیع اندازه ذرات، چگالی، میزان مواد آلی) مورد استفاده در روش‌های غیرمستقیم برآورد ویژگی‌های هیدرولیکی غیراشباع خاک می‌باشد. در این تحقیق بانک خاک UNSODA معرفی و کاربردهای متداول و نحوه استفاده از آن ارائه شده است.

واژه‌های کلیدی: منحنی مشخصه رطوبتی، تابع هدایت هیدرولیکی، ویژگی‌های هیدرولیکی خاک، بانک داده‌ها، UNSODA.

نوع اطلاعات

شماره کدهای مختلف برای هر نمونه یا افق خاک برای مجموعه کاملی از داده‌های هیدرولیکی (بافت خاک، منحنی مشخصه رطوبتی و هدایت یا پخشیدگی هیدرولیکی) موجود به کار می‌رود. به دلیل اینکه برخی آزمایشات مقدار زیادی داده‌های مشابه تولید می‌کنند، تعداد مجموعه داده‌ها/کدها برای یک خاک یا آزمایش مشخص برای جلوگیری از تکرار و حفظ اندازه قابل کنترل پایگاه داده‌ها به صورت قراردادی محدود شد. مجموعه داده‌های ذیل برای هر کد خاک استفاده می‌شود:

داده‌های توصیفی: تیره، رده، بافت، ساختمان، موقعیت و نام افق، عمق آب زیرزمینی، محل و مکان، اطلاعات مربوط به آب و هوا، انتشار داده‌ها، آدرس تماس، درجه بندی وجود داده‌ها، نام ارزیاب، توضیح و واژه کلیدی.

ویژگی‌های خاک: چگالی واقعی و ظاهری، تخلخل، مقدار ماده آلی، هدایت هیدرولیکی اشباع^۲، مقدار رطوبت اشباع، ظرفیت کاتیون تبادلی^۳، pH، میزان الکترولیت، نسبت سدیم جذب^۴، درصد سدیم قابل تبادل^۵، هدایت الکتریکی^۶، اکسیدهای آهن و آلومینیوم

روش‌شناسی: کلید واژه‌های اندازه‌گیری مزرعه‌ای و آزمایشگاهی K_s , K/D , $\theta(h)$ و شرح روش آزمایشگاهی و مزرعه‌ای.

داده‌های جدولی. داده‌ها با متغیرهای مستقل و وابسته: توزیع اندازه ذرات، توزیع اندازه کلوخه خشک، کانی‌شناسی، $\theta(h)$, $K(h)$, $D(h)$ و $K(h)$ آزمایشگاهی و مزرعه‌ای.

جدول (۱) تعداد و درصد نمونه‌ها در هر کلاس بافتی را برای بانک خاک UNSODA و گزارشات سازمان تحقیقات خاک آمریکا نشان می‌دهد.

• کاربردهای بانک خاک UNSODA

برخی از کاربردهای متداول بانک خاک UNSODA در زیر آورده شده است:

الف) تحقیق و ارزیابی مدل‌های پارامتریک و فیزیکی- تجربی (آریا و پاریس ۱۹۸۱؛ امید و قهرمان، ۱۳۸۸؛ امید و قهرمان، ۱۳۹۷) به منظور توصیف توابع $\theta(h)$, $K(h)$ و یا $D(h)$ با برازش برخی مدل‌ها بر داده‌های هیدرولیکی است. UNSODA منبع ارزشمندی از ویژگی‌های هیدرولیکی خاک‌ها با ویژگی‌های بافت و ساختمان متفاوت است که با استفاده از روش‌های مختلف آزمایشگاهی یا صحرایی بر روی نمونه‌های دست‌خورده یا دست‌نخورده مشخص شده است.

ب) توسعه معادلات تجربی (توابع انتقالی) به منظور تخمین ویژگی‌های هیدرولیکی از برخی داده‌ها مانند توزیع اندازه ذرات، کانی‌شناسی، ظرفیت کاتیون تبادلی، چگالی ظاهری

• معرفی بانک خاک UNSODA

بانک خاک UNSODA، ویژگی‌های هیدرولیکی خاک غیراشباع (منحنی مشخصه رطوبتی، هدایت هیدرولیکی و پخشیدگی آب خاک) و سایر اطلاعات خاک (مانند توزیع اندازه ذرات، چگالی، میزان مواد آلی) نقاط مختلف کشورهای آمریکا، آلمان، هلند، نیجریه، زلاندنو و ژاپن است. این بانک در آزمایشگاه شوری خاک آمریکا تهیه شده است و اطلاعات آن با کمک و همکاری دانشمندان علوم خاک تهیه شده و برخی داده‌ها از منابع استخراج شده است. به منظور جمع‌آوری اطلاعات برای UNSODA پرسش‌نامه‌هایی بر اساس پیشنهادات شرکت‌کنندگان در یک کارگاه بین‌المللی خصوصیات هیدرولیکی خاک که در سال ۱۹۸۹ در ریورساید برگزار شد، (van Genuchten و همکاران، ۱۹۹۲) تهیه شد. هدف از این کار فراهم کردن دامنه خوبی از اطلاعات شامل روش‌های تجربی و اطلاعات دسته‌بندی خاک بود.

بانک خاک UNSODA تاکنون در دو نسخه تهیه شده است، نسخه اولیه UNSODA (Leij و همکاران، ۱۹۹۶) یک برنامه جستجوی ساده در محیط ام‌اس-داس است که برای رایانه‌های شخصی سازگار با "آی بی ام" تهیه شده بود ولی تا سال ۱۹۹۹ استفاده زیادی از آن نمی‌شد. نسخه جدید UNSODA (Nemes و همکاران، ۱۹۹۹) در مایکروسافت اکسس ۹۷ تهیه شده است. این نسخه تمام اطلاعات نسخه اولیه (در محیط ام‌اس-داس) را به صورت طبقه‌بندی شده دارد.

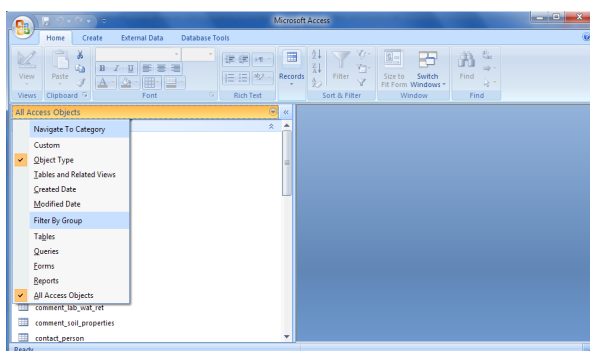
بانک خاک UNSODA را به طور رایگان از وبگاه آزمایشگاه شوری خاک آمریکا (www.ars.usda.gov) می‌توان دریافت کرد.

چند مزیت داده‌های UNSODA در اکسس ۹۷ شامل موارد زیر می‌شود:

- اکسس ۹۷ اجازه حداکثر انعطاف‌پذیری نسبت به محتویات پایگاه داده‌ها را می‌دهد.
- توانایی نمایش نموداری داده‌های پایگاه داده‌ها را فراهم می‌کند.
- کاربر به طور گسترده‌ای می‌تواند پایگاه داده‌ها را براساس نیازهای خود نمایش دهد.
- واسط خیلی بهتری است که می‌تواند در ترکیب با سایر برنامه‌ها به کار رود، ارتباط با سایر برنامه‌ها به راحتی انجام می‌شود.
- کاربر به برنامه اکسس ۹۷ نیاز دارد که در نسخه تخصصی مایکروسافت آفیس موجود است.
- فضای مورد نیاز برنامه اکسس ۹۷ ویرایش دوم UNSODA در سیستم‌های پنتیوم ۱۸ مگا بایت است درحالی‌که فایل فشرده آن تقریباً ۴ مگابایت فضای خالی نیاز دارد.

• ساختار پایگاه داده‌ها

رکوردها (اسناد) در UNSODA با کدهای خاک مشخص می‌شوند. ویژگی‌های اصلی خاک (توزیع اندازه ذرات، چگالی، میزان مواد آلی و موارد مشابه)، داده‌های هدایت هیدرولیکی غیراشباع و دیگر اطلاعات در پایگاه داده‌ها برای هر کد (افق خاک) ذخیره شده است. اطلاعات ممکن است در آزمایشگاه یا در مزرعه تعیین شده باشند. کد خاک یک رکورد در UNSODA شناسه‌ای واحد است و تمام جداول داده‌ها با آن گزارش داده می‌شوند. باید توجه داشت اطلاعات مربوط به خصوصیات خاک‌ها برای تمام کدهای خاک کامل نمی‌باشد و ممکن است برخی کدها فقط شامل اطلاعات خاصی از خصوصیات خاک باشد. پایگاه داده‌ها شامل: جداول پایگاه داده‌ها، جستجو و گزارشات می‌باشد. هنگامی که پنجره اصلی پایگاه داده‌ها باز است می‌توان نمایش هر کدام از لیست جداول، فرم‌ها، جستجو، گزارشات، ماکرو یا ماژول‌ها را با کلیک کردن بر روی هر کدام انتخاب کرد (شکل ۱).



شکل ۱- لیست جدول‌های پایگاه داده‌ها، سایر گزینه‌ها (مانند جستجو و گزارشات) را نیز می‌توان به روشی مشابه نشان داد

• جداول

تمام اطلاعات پایگاه داده‌ها در جدول داده‌ها ذخیره شده‌اند. جداول برای ذخیره اطلاعات مبنا و اساسی، دائمی است. با باز کردن جدول در 'design view'، کاربر قادر به مشاهده تمام ساختارهای جدول شامل نام فیلدها، انواع داده‌ها و توضیحات فیلدها است (شکل ۲). هنگامی که محتویات جدول در 'datasheet view' مشاهده شد تمام ورودی‌های جدول بدون محدودیت مشاهده می‌شود. شکل (۳) زیر بخش 'Queries' داده انتخاب شده را نمایش می‌دهد. در شکل (۳) جدول 'a_database_description' شامل خلاصه نام فیلدها، نوع داده‌ها و دیگر جزئیات تمام موارد (جداول‌ها، جستجو و گزارشات) است.

و سایر موارد (Wösten و Bouma، ۱۹۹۲؛ مهدیان و قهرمان، ۱۳۹۲؛ Ghanbarian و همکاران، ۲۰۱۷).

پ) تعیین عوامل مدل‌های هیدرولیکی برای نشان دادن کارایی بیشتر داده‌های هیدرولیکی افق‌های خاک و خاک‌های مختلف. مدل‌های پارامتریک می‌توانند برای اهداف تطبیقی و یا برای مقیاس‌بندی به منظور مشخص کردن تغییرپذیری سه بعدی ویژگی‌های هیدرولیکی خاک به کار روند (Zhuang و همکاران، ۲۰۰۰؛ Ghahraman و همکاران، ۲۰۱۲).

ت) استفاده از ویژگی‌های هیدرولیکی خاک‌های بانک خاک در مواردی که داده‌های موجود کافی نباشند. زیرا این ویژگی‌ها شدیداً به بافت و ساختمان خاک بستگی دارند.

ث) مقایسه روش‌های تجربی مختلف برای تعیین ویژگی‌های هیدرولیکی خاک و یا مقایسه نتایج نمونه‌های دست‌خورده و دست‌نخورده.

ج) استفاده به عنوان منبع اطلاعات هیدرولیکی خاک و سایر اطلاعات برای نیازهای آموزشی و تحقیقاتی جامع. در استفاده از بانک خاک UNSODA باید به این نکته توجه داشت که واحدهای پارامترهای مختلف در کدهای خاک متفاوت، یکسان نیست. می‌توان واحدهای پارامترهای مختلف برای هر کد خاک را از بخش General report استخراج نمود.

جدول ۱- توزیع کدهای خاک بانک خاک UNSODA و گزارشات سازمان تحقیقات خاک آمریکا در مثلث بافت خاک USDA-SCS (برگرفته از Carsel و Parish، ۱۹۹۸)

کلاس بافت	بانک خاک		گزارشات سازمان	
	UNSODA		تحقیقات خاک آمریکا	
	N	%	n	%
شن	۱۸۴	۲۳/۵۹	۸۰۳	۵/۱۰
شن لومی	۶۴	۸/۲۱	۸۸۱	۵/۶۰
لوم شنی	۱۳۳	۱۷/۰۵	۲۸۳۵	۱۸/۰۱
لوم رسی شنی	۵۲	۶/۶۷	۶۱۰	۳/۸۸
سیلت	۳	۰/۳۸	۱۱۵	۰/۷۳
لوم سیلتی	۱۴۲	۱۸/۲۱	۳۰۵۰	۱۹/۳۸
لوم رسی	۳۶	۴/۶۲	۱۳۱۷	۸/۳۷
لوم	۷۰	۸/۹۷	۱۹۹۱	۱۲/۶۵
لوم رسی سیلتی	۳۳	۴/۲۳	۱۸۸۲	۱۱/۹۶
رس شنی	۳	۰/۳۸	۷۴	۰/۴۷
رس سیلتی	۲۱	۲/۶۹	۱۰۰۲	۶/۳۷
رس	۳۹	۵	۱۱۷۷	۷/۴۸
کل	۷۸۰	۱۰۰	۱۵۷۳۷	۱۰۰

است. جدول ویژگی‌های خاک^۱ شامل اطلاعات نتایج تحلیل‌های فیزیکی و شیمیایی است. جدول روش‌شناخت^{۱۰} یک جدول اشاره‌گر^{۱۱} است که از طریق شماره‌های "comment_ID" - به فیلدهای ۱۰ جدول "comment" مختلف ارجاع داده می‌شود. توضیحات اصلی و توضیحات روش‌های به‌کار رفته در اندازه‌گیری‌ها از طریق این جداول بازیابی می‌شود. جداول تماس شخص^{۱۲} و نشریه^{۱۳} از طریق شماره‌های اشاره‌گر^{۱۴} به‌طریق مشابه نیز از جدول اصلی ارجاع داده می‌شوند و شامل منبع اطلاعات کدها هستند.

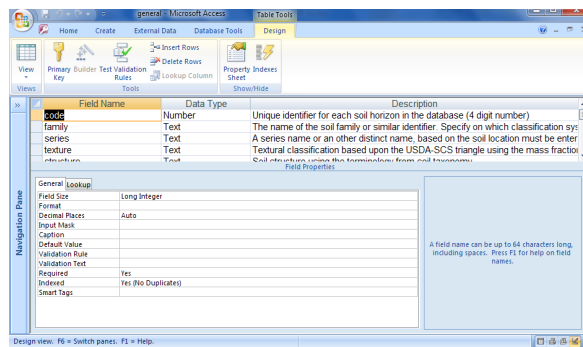
نوزده جدول شامل داده‌های جدولی و سازمان یافته به‌صورت جفت داده هستند. در بانک UNSODA تفاوت‌هایی در رفتار خاک در هنگام خشک شدن و مرطوب شدن نیز موجود است. جدول‌های اندازه‌گیری مزرعه‌ای (۸ جدول) و اندازه‌گیری آزمایشگاهی (۸ جدول) برای سیکل‌های تر و خشک روابط $K-\theta$ ، $K-h$ ، $\theta-h$ و $D-\theta$ (D پخشیدگی آب خاک) موجود است. سه جدول دیگر شامل اطلاعات اندازه‌گیری توزیع اندازه ذرات، توزیع اندازه خاکدانه‌ها و نوع کانی‌های خاک در آرایش جدولی مشابه به‌کار رفته است (شکل ۶).

جدول "خلاصه اطلاعات جدولی"^{۱۵} خلاصه تعدادی از جفت داده ۱۹ جدول مذکور برای هر کد خاک است. این جدول می‌تواند به‌عنوان یک منبع مفید اطلاعات با دیگر جداول در ساخت انتخاب داده‌ها به‌کار گرفته شود. با اجرا جستجوی فیلتر برای گزارش‌گیری^{۱۶}، جدول "code_filter" نیز ویرایش می‌شود. هدف از این جدول طبقه‌بندی سه گزارش از پیش تعریف شده است. و هنگامی که در جدول "code_filter" باشند تنها کدهای آن‌ها نمایش داده می‌شود. این جدول توسط این پیش‌فرض طبقه‌بندی نشده است یعنی تمام کدهای موجود لیست شده است و هنگام گزارش‌گیری تمام کدها نشان داده می‌شود.

در شکل (۵)، نمونه‌های از نمونه‌ای از جفت داده‌های هیدرولیکی خاک سازمان یافته ارائه شده است.

code	preshead	theta
1010 0	0.38	
1010 10	0.348	
1010 20	0.328	
1010 30	0.319	
1010 50	0.212	
1010 100	0.138	
1010 200	0.11	
1010 500	0.087	
1010 1000	0.069	
1011 0	0.4113	
1011 10	0.3807	
1011 20	0.3678	
1011 30	0.3207	
1011 50	0.1765	
1011 100	0.1123	
1011 200	0.0917	

شکل ۵- نمونه‌ای از جفت داده‌های هیدرولیکی خاک سازمان یافته

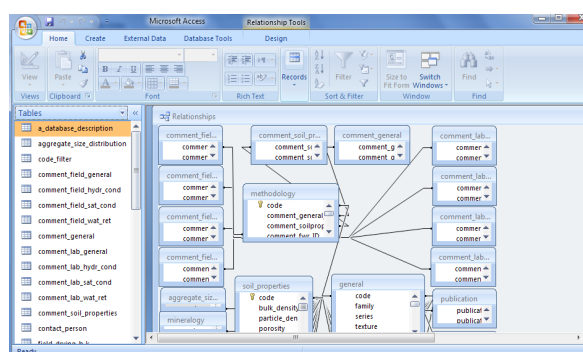


شکل ۲- جدول "general" در 'Design view'، نام فیلدها، نوع داده و توضیحات فیلد در بخش پایینی قابل جستجو کردن می‌باشد.

code	family	series	texture	structure	depth_upper	depth_lower	horizon	depth_gwat
1010	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	weak granular	0	24	Ap	500
1011	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	massive single	24	58	A21	500
1012	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	massive single	58	92	A22	500
1013	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	massive single	92	123	A23	500
1014	loamy, siliceous	Troup	sand	weak subangular	123	134	B1	500
1015	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	weak subangular	134	154	B211	No data
1020	No data	Lakeland	sand	weak medium	0	23	Ap	No data
1021	No data	Lakeland	sand	weak medium	23	41	C1	No data
1022	No data	Lakeland	sand	weak medium	41	81	C2	No data
1023	No data	Lakeland	sand	weak medium	81	106	C3	No data
1024	No data	Lakeland	sand	weak medium	106	125	C4	No data
1030	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	very friable	0	15	Ap	No data
1031	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	single grain	15	41	A21	No data
1032	loamy, siliceous	Troup	loamy sand	single grain	41	71	A22	No data
1040	Typic Quartzips	Lakeland	sand	friable	0	20	Ap	No data
1041	Typic Quartzips	Lakeland	sand	single grain	20	69	C1	No data

شکل ۳- جدول "general" در 'Datasheet view'، می‌توان فیلدهای شکل (۲) را به‌عنوان ستون شناسایی کرد. در پایین صفحه شماره تمام رکورد‌های پایگاه نمایش داده می‌شود.

جداول در پایگاه داده‌ها از طریق فیلدهایی که معادل هستند از طریق فیلد کد با یکدیگر ارتباط دارند. با استفاده از پنجره ارتباط با انتخاب 'Relationships' از نوار ابزار 'Tools'، ارتباط‌های شبکه‌ای بین جداول نمایش داده می‌شود (شکل ۴).

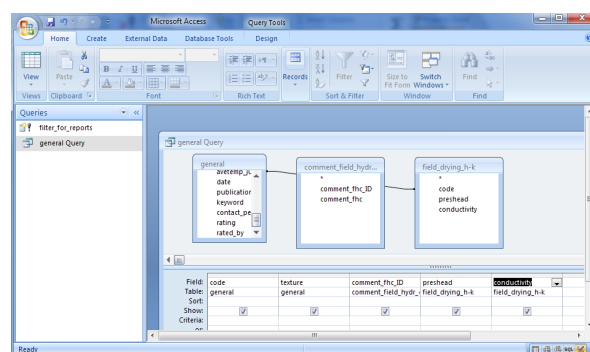


شکل ۴- بخشی از پنجره 'relationship'، خطوط سیاه رابطه فیلدهای بین جدول‌ها را نشان می‌دهد.

جدول اصلی پایگاه داده‌ها جدول عمومی^{۱۸} است که شامل اطلاعات اصلی کدها راجع به منبع، رده‌بندی و محیط آن‌ها

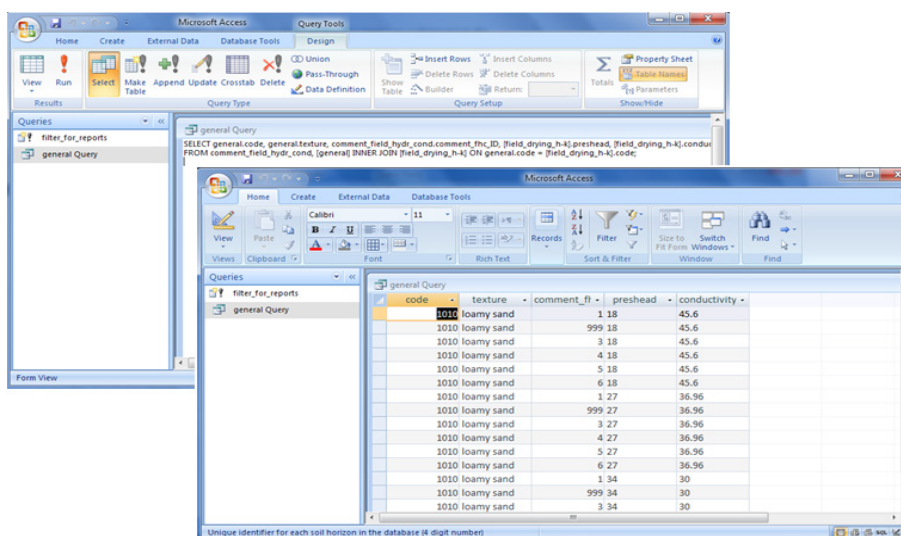
• جستجو (Queries)

هدف از جستجو توانایی جستجوی داده‌ای با ملاک‌های معین است. جستجو می‌تواند تمام اطلاعات چند جدول یا تنها بخش انتخاب شده‌ای از آن‌ها را هنگامی که به صورت 'design view' است نمایش دهد. در هر نوبت که جستجو ساخته شود و یا ذخیره قبلی (قبل از اصلاحات) در جدول رخ دهد با اصلاح اطلاعات جدول اصلی، نتایج جستجو در جدول جدید قرار خواهند گرفت. بنابراین جستجو نتایجی پویا بسته به محتویات واقعی جدول زیر دارد. یک نمونه از restricting query در شکل (۶) در 'design view' نشان داده شده است.



شکل ۶- 'design view' جستجو (query) شامل جدول‌ها بخش قبلی و لینک‌های آن‌ها می‌باشد. فیلدها برای نمایش و یا انتخاب محتوی می‌توانند در قسمت پایینی مشخص شوند.

کاربر می‌تواند در قسمت جستجوی، گزارشات را مشخص و داده‌های خروجی مطلوب را وارد کند. عمل جستجو در پایگاه داده‌ها در درجه اول می‌تواند با انتخاب جدول داده مورد نظر و سپس مشخص کردن فیلدها و قیودی که بر مقادیر فیلدها گذاشته می‌شود انجام شود. با انتخاب 'Query' روی منوی اصلی در 'design view' جستجو و 'Show Table' جدول نیز مطابق با آن جستجو نشان داده می‌شوند. بخش بالایی پنجره جستجو ساختار پایگاه را نشان می‌دهد. جدول مختلف از طریق شماره کد و توسط شماره 'comment_ID' با یکدیگر مرتبط هستند. جدولی که برای اولین بار ساخته می‌شوند به صورت پیش فرض ارتباطی با جدول‌های دیگر ندارند. برای ارتباط می‌توان به صورت دستی با کشیدن (dragging) فیلد ارتباط مشابه با یک جدول دیگر را بررسی کرد. به منظور ایجاد هرگونه تغییر ابتدا جستجوی موجود در design view را باز کرده و مجدد قیدهای جستجو تنظیم می‌شوند. نتایج جستجو را می‌توان در 'datasheet view' جستجو که ظاهر آن مشابه datasheet view جدول است مشاهده کرد. شکل (۷) نتایج جستجو طراحی شده در شکل (۶) را نشان می‌دهد. توانایی پیگیری و مطالعه متن تحت SQL^{۱۷} با تعویض 'SQL view' جستجو وجود دارد (شکل ۷). نتایج جستجو مانند محتویات جدول می‌تواند به صورت فرمت متن، MS Excel، HTML و سایر فرمت‌ها استخراج شود.

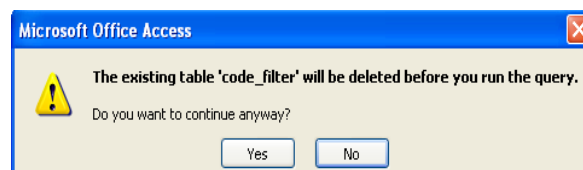


شکل ۷- نتایج طراحی 'query' نشان داده شده در شکل (۶) در 'datasheet view' و نمایش تحت زبان SQL

که کاربر در "filter_for_reports" جستجو مشخص کرده است. Access-97 قابلیت انعطاف زیادی با ترکیبات مختلف فیلدها مشابه آنچه در شکل (۶) نشان داده شده است را دارد. در مورد این جستجو فیلد "codes" از جدول "only_codes" باید همیشه

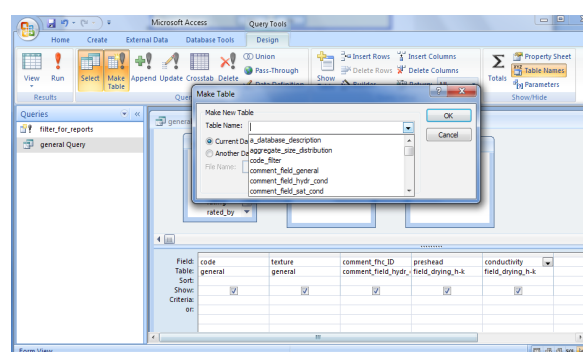
یک جستجو پیش فرض ("filter_for_reports") به عنوان روش اول برای انتخاب داده‌ای که گزارش داده می‌شود وجود دارد. سه گزارش از پیش تعریف شده وجود دارد که خروجی همه یا بخشی از داده‌های اصلی یا جدولی براساس ملاک‌هایی است

در جستجو به عنوان فیلدی که کدهای خاک خروجی با سه گزارش پیش فرض تعیین می شود را شامل شود. با اجرای جستجو و انتخاب گزینه 'Yes' در مورد حذف جدول "code_filter" يك جدول جدید ایجاد می شود و گزارشات بر اساس قیدها می باشد. بنابراین برای به دست آوردن همه کدهای خاک در گزارش دوباره جستجو "filter_for_reports" بدون هیچ قیدی اجرا می شود.



شکل ۸- صفحه پیغام در صورت حذف جدول

موارد توانایی Access-97 قابلیت کپی کردن یا تغییر نام است. هنگام مبادرت به کپی کردن جستجو پیش فرض، کاربر باید به این نکته توجه داشته باشد که نوع این جستجو 'make table' 'query' است و به منظور نوشتن ('make') جدول "code_filter" مشخص شده است. با اجرای کپی جستجو پیش فرض تغییر نوع جستجو (به منظور انتخاب جستجو) یا تغییر نام از پیش تنظیم شده برای جدول جدید ساخته شده با کپی جستجو با انتخاب 'Query' از منو اصلی در 'design view' جستجو است (شکل ۹). این امر برای جلوگیری از نوشتن سهوی بر روی جدول "code_filter" ضروری است.



شکل ۹- تغییر نوع 'query'

• گزارشات (Reports)

هدف از گزارشات خروجی گرفتن از محتویات يك یا چند جدول و یا جستجو در فرمت مشخص شده توسط کاربر می باشد. قالب بندی سازگار^{۱۸} ممکن است با همه نیازها مطابقت داشته باشد. با این وجود گزارشات تنها بدون ویرایش می توانند مشاهده و یا چاپ شوند. گزارشات بر مبنای جستجو تحت SQL، می توانند با انتخاب "View" منو اصلی در 'design view' گزارش جستجو و ویرایش شوند.

این بخش شامل سه گزینه پیش فرض برای کاربر به منظور مشخص کردن نوع داده هایی که باید گزارش شوند شامل: "tabular_data"، "general_report" و "tabular_data" "with_graphics" می باشد. تمام سه گزارش پیش فرض به جدول "codes_filter" مرتبط شده است و محدود به نتایج جستجوی "filter_for_reports" هستند. لازم به ذکر است تنها کد آن خاک هایی که مطابق با مشخصات جستجو "filter_for_reports" هستند گزارش می شوند. جستجو پیش فرض اولیه بدون قید است بنابراین اطلاعات از تاریخ مه ۱۹۹۹ برای تمام ۷۹۰ کد خاک گزارش شده است. تعدادی از کدها می توانند با "filter_for_reports" محدود شوند.

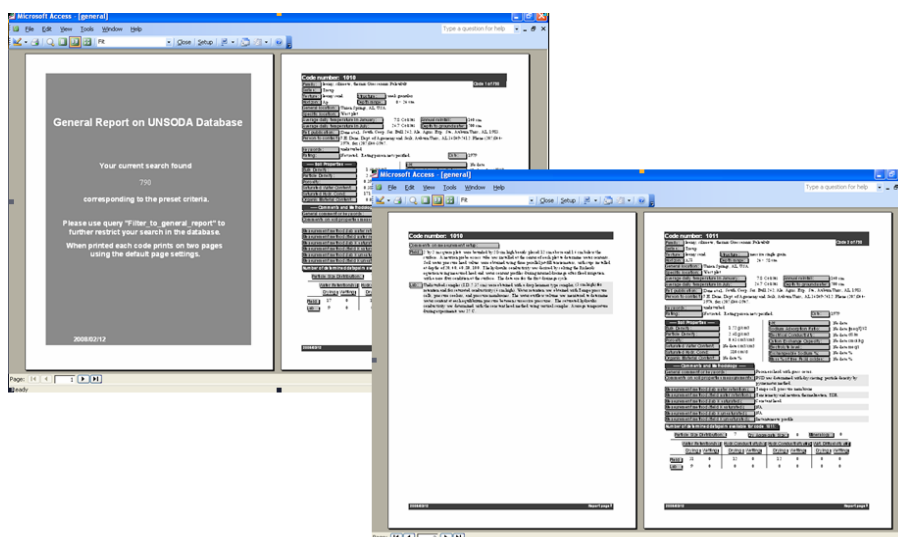
"General_report" خلاصه تمام اطلاعات موجود در مورد منبع کدهای انتخابی، ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن ها، توضیحات و یا کلید واژه های روش اندازه گیری و خلاصه ای در مورد تعداد جفت داده های موجود در جداول داده هیدرولیکی خاک است. در هنگام چاپ این گزارش دو صفحه برای هر کد خاک چاپ می شود (یعنی چاپ گزارش پیش فرض ۱۵۸۰ صفحه است). در گزارش يك cover page با شماره ای که نشان دهنده شماره کدهای گزارش شده است و صفحات دوم برای اطلاعات قابل چاپ و قالب بندی شده هر کد اختصاص دارد (شکل ۱۰).

قیدهای یکسان (یعنی مشخصات جستجو "filter_for_reports") برای دو گزارش پیش فرض دیگر نیز به کار می رود. این گزارشات خلاصه ویژگی های هیدرولیکی (D-θ و h-θ، K-h، K-θ)، توزیع اندازه ذرات، توزیع اندازه خاکدانه ها و اطلاعات کانی شناسی کدهای خاک در قالب جدول است. گزارشات "tabular_data" و "tabular_data_with_graphics" درباره داده های کاملاً یکسان گزارش می شوند اما آخرین مورد برآورد کلی نموداری داده های هیدرولیکی خاک را فراهم می کند که درک آن آسان تر است (شکل ۱۱). عیب استفاده از گزارش نموداری کندتر بودن آن است. هنگام چاپ گزارش "tabular_data" برای هر کد ۲ تا ۳ صفحه قابل چاپ مورد انتظار است. چاپ گزارشات نموداری برای هر کد ۵ تا ۶ صفحه است، بعضی از بخش ها خالی است که به موجود بودن داده ها بستگی دارد.

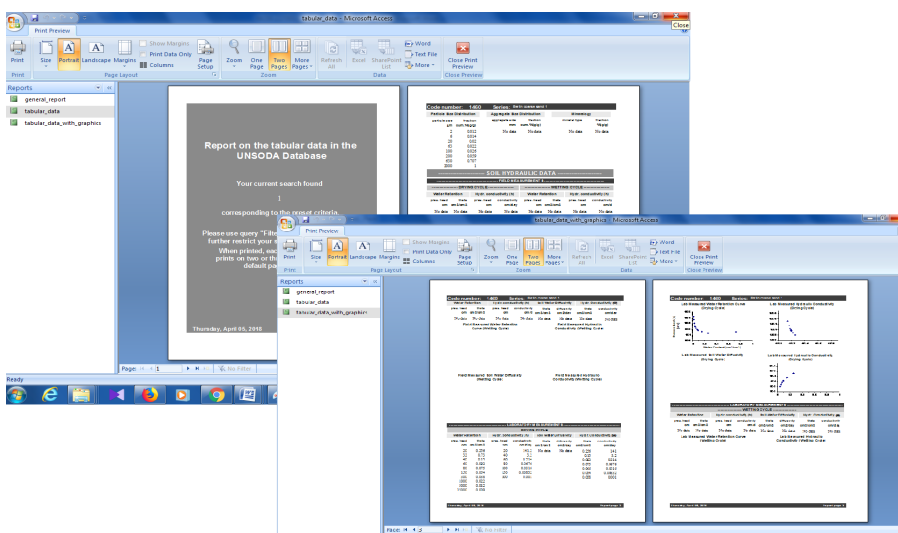
گزارشات مورد نظر می تواند توسط هر کاربری با برخی تجربیات هر راهنمای برنامه یا دستورالعمل Microsoft Access ساخته شود. داده های جدولی شامل متغیرهای مستقل و وابسته است. انتخاب ضریب تبدیل برای واحد پارامترها به کاربر اجازه می دهد تمام ضرایب تبدیل را مقدار پیش فرض ۱، تنظیم یا برای فیلدهای انتخاب شده با استفاده از منوی Conversion Factors for Dimensions مقادیر مختلف را وارد کند. در صورت انتخاب ضرایب تبدیل مختلف یک لیست با ۱۸ ضریب تبدیل ظاهر می شود. واحدهای استاندارد "UNSODA" در

UNSDODA بر واحد داده "خام" ضرب می‌شود، ضرب می‌شوند. برای هر مرتبه استفاده از UNSODA فاکتورهای تبدیل باید مشخص شوند در غیر این صورت مقادیر واحد پیش‌فرض مورد استفاده قرار خواهند گرفت.

پراتنز قرار می‌گیرند. استفاده از مشخصه تبدیل اجازه می‌دهد تا اطلاعات "خام" را برای فیلدهای دارای واحدهایی که از واحدهای استاندارد UNSODA متفاوت است وارد شود. داده‌ها به‌صورت خودکار با فاکتور تبدیل که بعد از واحدهای استاندارد



شکل ۱۰- گزارش 'general-report': صفحه اول و اطلاعات مربوط به کد خاک



شکل ۱۱- نمونه‌هایی از خروجی گزارشات 'tabular-data' و 'tabular-data-with-graphics'

گزینه مناسبی برای مشاهده موارد مخفی شده انتخاب شود. این موارد برای کمک به ساختن سایر موارد استفاده می‌شوند، بنابراین باید برای عملکرد مطلوب بدون تغییر باقی بماند.

گزینه‌های مخفی^{۲۰} موارد متعددی مانند جداول و گزارشات مخفی در پایگاه داده‌ها وجود دارد. کاربر نمی‌تواند این موارد را ببیند مگر اینکه

يك نمونه مثال کاربردی

شود. به این منظور ابتدا با استفاده از گزینه جستجو طراحی موارد فوق را انجام داده و با اجرای آن اطلاعات خاک‌های با بافت شن (برلین-آلمان) در جدول "code_filter" ذخیره می‌شود (شکل ۱۳).

همچنین می‌توان نتایج این جستجو را به صورت گزارش مشاهده کرد (شکل ۱۴).

به عنوان مثال نیاز است اطلاعات مربوط به داده‌های توصیفی، خصوصیات خاک و توضیحاتی در مورد روش‌های اندازه‌گیری آزمایشگاهی و مزرعه‌ای خصوصیات هیدرولیکی خاک‌های با بافت شن را برای کشور آلمان از بانک خاک UNSODA استخراج

The figure consists of three overlapping screenshots of the Microsoft Access interface, each displaying a different query from the UNSODA database. The queries are titled 'general Query - Microsoft Access'.

Query 1 (Top): Displays soil texture data for Berlin, Germany. The table has columns: code, texture, location, family, series, structure, horizon, rating, and rated_by. Data rows include codes 1460, 1461, 1462, 1463, 1464, 1465, 1466, and 1467, all with 'sand' texture and 'Berlin, German' location.

Query 2 (Middle): Displays soil physical properties for Berlin, Germany. The table has columns: code, structure, location, bulk_dens, particle_der, porosity, OM_content, k_sat, and CEC. Data rows include codes 1460, 1461, 1462, 1463, 1464, 1465, 1466, and 1467, all with 'single grain' structure and 'Berlin, German' location.

Query 3 (Bottom): Displays soil chemical properties for Berlin, Germany. The table has columns: code, location, field_drying_h-t, theta, field_drying_h-k, and conductivity. Data rows include codes 1460, 1461, 1462, 1463, 1464, 1465, 1466, and 1467, all with 'Berlin, German' location.

شکل ۱۳- نتایج طراحی 'query' برای خاک‌های شنی کشور آلمان

The figure consists of three overlapping screenshots of the Microsoft Access interface, each displaying a different report generated from the UNSODA database. The reports are titled 'General Report on UNSODA Database', 'Report on the tabular data in the UNSODA Database', and 'Report on the summary data in the UNSODA Database'.

Report 1 (Top): 'General Report on UNSODA Database'. It shows a summary of the database structure, including a list of tables and their fields.

Report 2 (Middle): 'Report on the tabular data in the UNSODA Database'. It displays a detailed view of the data, including a list of records and their fields.

Report 3 (Bottom): 'Report on the summary data in the UNSODA Database'. It provides a summary of the data, including a list of records and their fields.

شکل ۱۴- نمونه‌هایی از خروجی گزارشات 'general report' و 'tabular-data' برای خاک‌های شنی کشور آلمان

(۱) و (۴) برآورد شد (شکل ۱۵).

$$h(\theta) = \frac{1}{\alpha} \left(S_e(\theta)^{-\frac{1}{m}} - 1 \right)^{\frac{1}{n}} \quad (۱)$$

که در آن $h(\theta)$ مکش آب خاک در رطوبت θ ، α ، n و m مقادیر ثابت، $Se(\theta)$ درجه اشباع مؤثر که با استفاده از رابطه (۲) محاسبه می‌شود:

$$\left[\frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \right] \quad (۲)$$

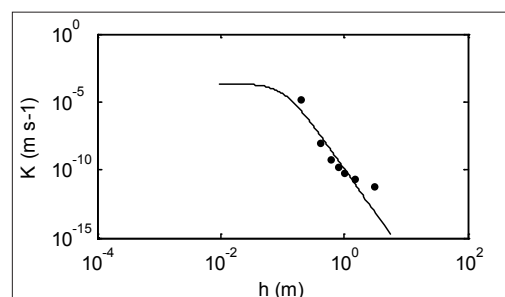
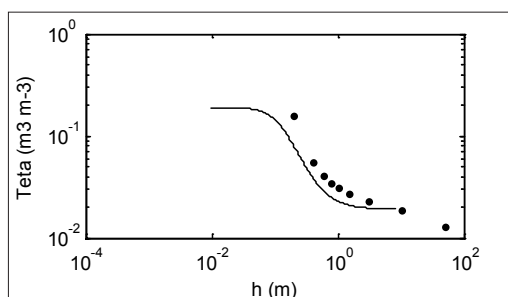
که در آن θ_r و θ_s به ترتیب مقدار رطوبت باقی مانده و اشباع خاک ($m^3 m^{-3}$) می‌باشند و پارامتر m با استفاده از رابطه (۳) محاسبه می‌شود:

$$m = (1 - 1/n) \quad (۳)$$

$$K(\theta) = K_s S_e^{0.5} \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (۴)$$

در رابطه (۴) K_s هدایت هیدرولیکی اشباع است.

از این اطلاعات می‌توان به منظور ارزیابی توابع موجود و یا تولید توابع جدید برآورد کننده خصوصیات هیدرولیکی خاک (هدایت هیدرولیکی، منحنی مشخصه رطوبتی و سایر موارد) استفاده کرد. در این تحقیق به عنوان مثال برای کد نمونه ۱۴۶۱ با بافت شنی منحنی مشخصه رطوبتی و هدایت هیدرولیکی غیراشباع بر اساس مدل ون گنوختن به دست آمده است. به این منظور ابتدا پارامترهای مدل ون گنوختن (α ، θ_s ، θ_r و n) با استفاده از نرم افزار RETC (van Genuchten و همکاران، ۱۹۹۱) از روی بافت خاک و با وارد کردن جفت داده‌های مکش-رطوبت و با فرض $m = 1 - 1/n$ به دست آمد (α ، θ_s ، θ_r و n به ترتیب برابر 0.019 ($m^3 m^{-3}$)، 0.019 ($m^3 m^{-3}$)، 0.019 ($m^3 m^{-3}$) و 2.769 و $1/262$ (m^{-1}) و 0.00023 ($m.s^{-1}$) پس منحنی مشخصه رطوبتی و هدایت هیدرولیکی غیراشباع بر اساس مدل ون گنوختن به ترتیب از روابط



شکل ۱۵- منحنی مشخصه رطوبتی (چپ) و منحنی هدایت هیدرولیکی غیراشباع (راست) برای کد نمونه ۱۴۶۱. خط ممتد: مدل ون گنوختن، نقاط: مقادیر اندازه‌گیری شده می‌باشند که از بانک خاک UNSODA استخراج شده‌اند.

10- Methodology

11- Pointer Table

12- Contact_Person

13- Publication

14- Pointer Numbers

15- Summary_Of_Tabular_Data

16- Filter_For_Reports

17- Structured Query Language

18- Customized Formatting

19- Module

20- Hidden objects

پی‌نوشت

1- Unsaturated Soil Hydraulic Database

2- US Salinity Laboratory

3- Ks

4- CEC

5- SAR

6- ESP

7- EC

8- General

9- Soil Properties

منابع

مهديان، م.، قهرمان، ب. ۱۳۹۲. رابطه تجربی بین شاخه خشک و تر منحنی رطوبتی خاک با استفاده از مدل ون گنوختن. پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، ۲۷(۴): ۵۲۱-۵۲۹.
 Arya L.M. and Paris J.F. 1981. A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic

امیدی، س.، قهرمان، ب. ۱۳۸۸. استفاده از سطح ویژه بخار- مایع در برآورد تابع هدایت هیدرولیکی غیراشباع. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، ۱۶(۳): ۸۳-۱۰۴.

- Van Genuchten M.Th., Leij F.J. and Yates S.R. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. (Available at www.ussl.ars.usda.gov/models/retc.htm; verified 11 Jan. 2005). Report No. EPA/600/2-91/065. R.S. Kerr Environ. Res. Lab., USEPA, Ada, OK.
- Van Genuchten M. Th., Leij F. J. and Lund L. J. 1992. Proceedings International Workshop Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Univ. California, Riverside.
- Wösten J. H. M. and Bouma J. 1992. Applicability of soil survey data to estimate hydraulic properties of unsaturated soils, 463-472. In M. Th. van Genuchten, F. J. Leij, and L. J. Lund (ed.) Proc. Int. Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. Univ. California, Riverside, CA.
- Zhuang J., Nakayama K., Yu G. R. and Miyazaki T. 2000a. Scaling of saturated hydraulic conductivity: A comparison of models. *Soil Sci*, 165(9):718-727.
- from particle size distribution and bulk density data. *Soil Sci Soc Am J*, 45:1023-1030.
- Carsel R. F. and R. S. Parrish. 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.*, 24: 755-769.
- Ghahraman B., Omid S. and Khoshnood Yazdi A. 2012. Scaling and Fractal Concepts in Saturated Hydraulic Conductivity: Comparison of Some Models. *Iran agricultural research*, 31.
- Ghanbarian b., Taslimitehrani V. and Pachepsky Y.A. 2017. Accuracy of sample dimension-dependent pedotransfer functions in estimation of soil saturated hydraulic conductivity. *CATENA*, 149 (1):374-380.
- Leij F. J., Alves W. J. and Van Genuchten M. Th. 1996. The UNSODA Unsaturated Soil Hydraulic Database User's Manual Version 1.0. U.S. Salinity Laboratory. EPA/600/R-96/095.
- Nemes A., Schaap M. and Leij F. J. 1999. The UNSODA Unsaturated Soil Hydraulic Database Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory Riverside CA 92507. USA.

Evaluation and Comparison of Lumped and Semi-Distributed Rainfall-Runoff Models

B. Mansouri^{1*}, R. Pirmoradian²

1- MSc Graduated in Water Resources Engineering, Aboureyhan, University of Tehran, Tehran, Iran. 2- PhD candidate in Water Resources Engineering, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.

*(Corresponding Author Email: bahareh.mansouri@gmail.com)

Received: 26-07-2017

Accepted: 19-03-2018

ارزیابی و مقایسه مدل‌های توده‌ای و نیمه‌توزیعی بارش-رواناب

بهاره منصوری^{۱*}، رقیه پیرمردیان^۲

۱- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، پردیس ابوریحان دانشگاه تهران. ۲- دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب، دانشگاه شهرکرد.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: bahareh.mansouri@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۵/۰۴

تاریخ پذیرش: ۹۶/۱۲/۲۸

Abstract

The hydrological sector is one of the most important and fundamental natural sectors in catchments. In order to evaluate the behavior of this sector under different conditions, it is essential to model hydrological processes. One of the aims of conducting hydrological studies is to determine the relationships between rainfall and runoff. Since it is not possible to measure all quantities required for the runoff analysis in the catchments, it is necessary to select a model which has a simple structure and a reduced number of parameters that can accurately simulate the runoff caused by rainfall. In this study, classification of hydrological models and the results of several models used in different case studies have initially been investigated. Furthermore, some of the information associated with several rainfall-runoff models have been noted. In the next step the model evaluation criteria and comparison of the selected models according to these criteria for the final model selection has been offered. Finally, the choice of the best model has been provided. According to the capabilities and limitations of each model, by considering the necessities and objectives of the considered rainfall-runoff model in each catchment, the appropriate model can be selected. Although it is better to select the lumped models because of their simplicity of structure and minimal required data and ease of use, it is better to select the semi-distributed models. Since semi-distributed models are in a position between the high simplicity of lumped models and the extensive required data by distributed models.

Keywords: Best model selection, Rainfall-Runoff, Hydrological models, Model comparison, Evaluation criteria.

چکیده

فرآیندهای هیدرولوژیکی یکی از مهم‌ترین و اساسی‌ترین فرآیندهای طبیعی هر حوضه آبریز است. باتوجه به پیچیدگی حوضه آبریز و برای دست یافتن به اهداف مورد نظر اقدام به مدل‌سازی می‌شود. یکی از اهداف انجام مطالعات هیدرولوژیکی اغلب ایجاد روابط بارش-رواناب است. چون در حوضه‌های آبریز امکان اندازه‌گیری تمام کمیت‌های مورد نیاز، جهت تحلیل رواناب وجود ندارد، انتخاب مدلی که بتواند در عین سادگی ساختار و با استفاده از حداقل عوامل، رواناب حاصل از بارندگی را به‌طور دقیق پیش‌بینی کند، امری ضروری است. در این تحقیق، ابتدا انواع طبقه‌بندی مدل‌های هیدرولوژیکی و نتایج حاصل از برخی مدل‌های به‌کارگرفته شده در نقاط مختلف جهان مورد بررسی قرار گرفته است. در ادامه بخشی از اطلاعات در ارتباط با چند مدل بارش-رواناب ذکر شده و در گام بعد معیارهایی برای ارزیابی مدل‌ها و مقایسه مدل‌های منتخب بر اساس این معیارها ارائه و در نهایت امکان انتخاب مناسب‌ترین مدل فراهم شده است. باتوجه به قابلیت‌ها و محدودیت‌های هر مدل و باتوجه به نیازها و اهداف مورد انتظار از مدل‌سازی بارش-رواناب در هر حوضه، در نهایت باید مدلی انتخاب شود که در راستای اهداف مسئله باشد. هر چند انتخاب مدل‌های توده‌ای به جهت سادگی ساختار و حداقل داده‌های مورد نیاز و نیز کاربری آسان آن‌ها به نوعی در اولویت قرار می‌گیرد اما در یک انتخاب مناسب‌تر، مدل‌های نیمه توزیعی باید مورد توجه قرار گیرند، به دلیل اینکه در موقعیتی بین سادگی بیش از حد مدل‌های توده‌ای و داده‌های گسترده مورد نیاز برای مدل‌های توزیعی می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: انتخاب مناسب‌ترین مدل، بارش-رواناب، مدل‌های هیدرولوژیکی، مقایسه مدل‌ها، معیارهای ارزیابی.

کشور ایران با موقعیت جغرافیایی و اقلیمی خاص خود، سهم اندکی از ریزش‌های جوی را به‌عنوان منبع اصلی آب دریافت می‌کند. به‌طوری‌که با دارا بودن میانگین بارندگی سالانه حدود ۲۵۰ میلیمتر یعنی یک سوم مقدار جهانی (۸۶۰ میلیمتر)، جزء اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک محسوب می‌شود (علیزاده، ۱۳۸۷). بنابراین نیاز به برنامه‌ریزی‌های محیطی در زمینه منابع آب اهمیت قابل ملاحظه‌ای دارد. رواناب ناشی از بارندگی و ذوب برف یکی از منابع عمده آبی است که جهت رفع کمبود مصارف کشاورزی، صنعتی و آشامیدنی حائز اهمیت است. درصد زیادی از حجم بارندگی در مناطق مختلف کشور تحت تأثیر عواملی همچون، تشکیلات و ساختار زمین‌شناسی، پوشش گیاهی، کاربری اراضی، شیب زمین و شکل حوضه آبریز به رواناب سطحی تبدیل می‌شود. لذا برآورد رواناب حاصل از بارندگی و به‌کارگیری روش‌های جمع‌آوری و مهار آب‌های سطحی از نظر تأمین آب روز به روز اهمیت بیشتری پیدا می‌کند. در بسیاری از حوضه‌های آبریز که نیازمند برنامه‌ریزی منابع آب هستند، ایستگاه‌های هیدرومتری برای اندازه‌گیری وجود ندارد، یا اینکه آمار ایستگاه‌های اندازه‌گیری ناقص است. باتوجه‌به پیچیدگی حوضه آبریز و برای دست یافتن به اهداف مورد نظر اقدام به مدل‌سازی می‌شود. مدل‌های هیدرولوژی تصویر ساده شده‌ای از یک سیستم هیدرولوژیکی واقعی بوده و برای مدل‌سازی فرآیندهای جریان سطحی و یا آب‌های زیرزمینی طراحی شده‌اند و شامل ابزارهایی برای کنترل و مدیریت منابع آب می‌باشند (Reed و همکاران، ۲۰۰۷). یکی از اهداف انجام مطالعات هیدرولوژی ایجاد روابط بارش-رواناب است (Shah و همکاران، ۱۹۹۶). در این راستا مدل‌های بارش رواناب به‌صورت گسترده برای مطالعات منطقه‌ای به‌منظور پیش‌بینی سری زمانی رواناب روزانه در حوضه‌های فاقد آمار استفاده می‌شود (Li و Zhang، ۲۰۱۷). زیرا در حوضه‌های آبریز امکان اندازه‌گیری تمام کمیت‌های مورد نیاز، جهت تحلیل رواناب وجود ندارد، انتخاب مدلی که بتواند در عین سادگی ساختار و با استفاده از حداقل عوامل، رواناب حاصل از بارندگی را به‌طور دقیق پیش‌بینی کند، امری ضروری می‌باشد (شریفی و همکاران، ۱۳۸۳). مطالعات بیشتر، در رابطه با مقایسه مدل‌های هیدرولوژی می‌تواند راهبردی را برای کمک به مدیران و برنامه‌ریزان منابع آب فراهم آورد. در این تحقیق ابتدا به ذکر نتایج حاصل از برخی مدل‌های بارش-رواناب به‌کار گرفته شده در نقاط مختلف جهان پرداخته شده است و سپس به‌ترتیب؛ انواع طبقه‌بندی مدل‌های هیدرولوژیکی براساس تفاوت در ساختار مدل‌ها، ذکر بخشی از اطلاعات در ارتباط با برخی مدل‌های بارش-رواناب، ارائه معیارهای ارزیابی مدل‌ها و در انتها، مقایسه مدل‌های منتخب براساس این معیارها ارائه شده است.

Sharifi و Boyd (۱۹۹۴)، مدل‌های بارش-رواناب AWBM و SFB را در استرالیا مورد مقایسه قرار داده و نتیجه گرفتند که مدل AWBM بهتر از SFB رواناب را شبیه‌سازی می‌کند. Arnghjerg و Harremoes (۱۹۹۵)، یک مدل ۱۷ پارامتره پیشرفته رواناب را با یک مدل ساده رگرسیون خطی یک پارامتره بارش-رواناب مقایسه کردند و نتیجه گرفتند که اگر داده‌های مناسب برای مدل‌های پیچیده در اختیار نباشد، یک مدل ساده‌تر ترجیح داده می‌شود. مدل SIMHYD در بیش از ۳۰۰ حوضه در استرالیا به‌کاربرده شده است. این مدل سه منبع ذخیره را با استفاده از هفت پارامتر به‌کار می‌برد که شامل ذخیره سطحی، ذخیره رطوبت خاک و ذخیره آب زیرزمینی هستند. برآورد حساسیت این مدل توسط (Jones و همکاران، ۲۰۰۶)، با مقایسه سه مدل AWBM، SIMHYD و Zhang01 در ۲۲ حوضه استرالیا انجام شد. همچنین Haydon و Deletic (۲۰۰۷) آنالیز حساسیت پارامترهای مدل را در سه حوضه از استرالیا جنوبی بررسی کردند. Carla Carcano و همکاران (۲۰۰۸)، طی تحقیقی جهت مدل‌سازی جریان روزانه در مناطق شمالی ایتالیا، دو مدل IHACRES و شبکه عصبی مصنوعی را مورد مطالعه قرار دادند، نتایج آن‌ها نشان داد در صورتی‌که داده‌های ورودی مناسب در دسترس باشد، عملکرد مدل ساده‌ای چون IHACRES نسبت به یک مدل پیچیده بهتر است. Chang و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه‌ای دو مدل ANFIS با دو نوع ورودی مختلف و نیز HEC-HMS را در برآورد خروجی‌های دو مدل مقایسه کردند. نتایج به‌دست آمده نشان داد که کارایی مدل HEC-HMS اگر تعداد ایستگاه‌های بارش کاهش یابد افت خواهد کرد. آن‌ها دریافتند در حالتی که تمام ایستگاه‌های بارش فعال نباشند و یا به درستی کار نکنند، عملکرد ANFIS مورد اعتمادتر از مدل HEC-HMS می‌باشد. Dakhloui و همکاران (۲۰۱۷) سه مدل GR4J، HBV و IHACRES را در ۵ حوضه در تونس تحت متغیرهای اقلیمی بلندمدت در یک دوره ۳۰ ساله به‌کار بردند. کالیراسیون‌ها براساس معیار Kling-Gupta Efficiency انجام شد که تحت سناریوهای اقلیمی مدل‌ها رفتار مشابهی را نشان دادند، همچنین الگوی پیش‌بینی شده رواناب‌ها هنگامی‌که تحت شرایط خشک‌تر و مرطوب‌تر شبیه‌سازی شدند نسبت به شرایط خشک‌تر و گرم‌تر به الگوی واقعی رواناب نزدیک‌تر بودند. آورند و همکاران (۱۳۸۶)، نتایج برآورد سیلاب را با دو مدل HEC-HMS و WMS در حوضه آبریز مارون مقایسه کردند. ارزیابی‌های انجام شده نشان داد که نتایج محاسبات دو مدل خیلی نزدیک به هم هستند. Van Liew و همکاران (۲۰۰۳) توانایی مدل SWAT در تخمین شدت جریان تحت شرایط آب و

هوایی مختلف در سه زیر حوضه از ایالت اوکلاهوما آمریکا را بررسی کردند و دریافتند که مدل SWAT می‌تواند به خوبی مقدار رواناب روزانه در هر زیرحوضه را تحت شرایط خشک، معتدل و مرطوب پیش‌بینی کند. Borah و Bera (۲۰۰۳) و Borah و Bera (۲۰۰۴) پس از مقایسه مدل SWAT با چندین مدل دیگر (که در مقیاس حوضه‌ای کاربرد دارند) نتیجه گرفتند که این مدل نتایج امیدوارکننده‌ای در شبیه‌سازی پیوسته حوضه‌های تحت پوشش اراضی کشاورزی به دست می‌دهد. Golmohammadi و همکاران (۲۰۱۷) توانایی مدل SWAT در پیش‌بینی تغییرات موقت جریان را با به کارگیری آن در حوضه Gully Creek کانادا برای فواصل زمانی روزانه و ساعتی و برای پیش‌بینی جریان در ۱۶ ایستگاه بررسی کردند. نتایج ارزیابی این مدل در این حوضه نشان داد که مدل SWAT می‌تواند برای جریان‌های روزانه و ماهانه به خوبی کالیبره و صحت سنجی شود. گودرزی و همکاران (۱۳۹۵) کارایی مدل SWAT را به عنوان شبیه‌ساز جریان در سطح مقیاس حوضه آبریز قره سو آزمودند. در این مطالعه با استفاده از بهینه‌ساز SWAT-CUP پارامترها بهینه‌سازی شدند. نتایج مدل با بررسی ضریب تعیین R^2 و ضریب Nash-Sutcliffe، موفقیت مدل با استفاده از پارامترهای بهینه شده در شبیه‌سازی جریان ماهانه حوضه قره‌سو را نشان می‌دهد. آبابایی و سهرابی (۱۳۸۸)، عملکرد مدل SWAT را در حوضه آبریز زاینده‌رود مورد ارزیابی قرار دادند و نتایج کلی واسنجی نشان داد که مدل SWAT می‌تواند ابزار مناسبی در رابطه با جریان شبیه‌سازی شده رودخانه باشد. سعیدی (۱۳۹۰) شبیه‌سازی هیدرولوژیکی حوضه‌ای آبریز بیابانی را با استفاده از مدل SWAT مورد بررسی قرار دادند. برای این منظور فرآیند بارش-رواناب حوضه آبریز بالادست سد پیشین واقع در استان سیستان و بلوچستان با استفاده از مدل SWAT شبیه‌سازی شده است. مقایسه عملکرد مدل با شبیه‌سازی انجام گرفته توسط مدل AFFDEF، نشان از دقت خوب مدل SWAT در مدل‌سازی بارش-رواناب حوضه‌های بیابانی دارد. گودرزی و همکاران (۱۳۹۱) عملکرد سه مدل هیدرولوژیکی IHACRES، SWAT و SIMHYD را در شبیه‌سازی رواناب حوضه قره‌سو مورد مقایسه قرار دادند. دوره‌های مشترک شبیه‌سازی این سه مدل از یک بازه ۳۰ ساله انتخاب شدند. شبیه‌سازی‌ها نشان داد SWAT با ضریب نش‌ساتکلیف ۰/۸ و SIMHYD با ۰/۶۸ بیشترین و کمترین کارایی را در دوره واسنجی دارند. این مقادیر برای دوره صحت‌سنجی ۰/۷۳ و ۰/۴ می‌باشند. نتایج نشان داد مدل SWAT بهترین عملکرد را از شبیه‌سازی رواناب حوضه نسبت به داده‌های مشاهداتی در دوره صحت‌یابی دارد. Bouabid و Chafai و Elalaoui (۲۰۱۰) اثرات تغییر اقلیم را بر منابع آب مراکش مورد مطالعه قرار دادند. در این تحقیق شبیه‌سازی هیدرولوژیکی با استفاده از دو مدل IHACRES و HEC-HMS انجام شد که

نتایج نشان داد مدل‌های مذکور می‌تواند به عنوان ابزار مناسبی برای پیش‌بینی جریان در پاسخ به تنوع اقلیمی برای مدیریت بهتر منابع آب مورد استفاده واقع شود.

انواع طبقه‌بندی مدل‌های هیدرولوژیکی (بارش-رواناب)

انواع مختلفی از مدل‌های هیدرولوژیکی برای نشان دادن فرآیندهای هیدرولوژی در طیف گسترده‌ای از مقیاس‌های زمانی و شرایط اقلیمی وجود دارند. انواع مدل‌های هیدرولوژی را براساس تفاوت در ساختار مدل‌ها می‌توان در چهار گروه کلی طبقه‌بندی نمود (Loucks و همکاران، ۲۰۰۵):

- ۱- براساس تفاوت در ماهیت پارامترهای ورودی و نتایج خروجی: (مدل‌های قطعی، مدل‌های احتمالاتی)
- ۲- براساس تفاوت در ماهیت زمانی نتایج ورودی و خروجی مدل‌های بارش-رواناب: (مدل‌های تک واقعه، مدل‌های پیوسته)
- ۳- براساس تفاوت در ساختار شبیه‌سازی حوضه آبریز: (مدل‌های یکپارچه، مدل‌های نیمه‌توزیعی، مدل‌های توزیعی)
- ۴- براساس تفاوت در شبیه‌سازی فرآیند بارش-رواناب: (مدل‌های بر مبنای فیزیکی، مدل‌های تجربی، مدل‌های مفهومی)

متمدوال‌ترین رویکردهای منطقه‌ای مورد استفاده در مدل‌های بارش-رواناب (Li و Zhang، ۲۰۱۷)

- ۱- رویکرد مجاورت مکانی: که در آن مجموعه کامل پارامترهای حوضه فاقد آمار از حوضه‌ای که نزدیک‌ترین قرابت را از لحاظ فیزیکی با حوضه مورد مطالعه دارد شبیه‌سازی می‌شود.
- ۲- رویکرد شباهت فیزیکی: که در آن مجموعه کامل پارامترها از حوضه‌ای که شبیه‌ترین ویژگی‌های آب و هوایی و فیزیکی را به حوضه مورد مطالعه دارد به دست می‌آید.
- ۳- روش رگرسیون: که در آن یک رابطه رگرسیون بین پارامترهای حوضه‌های آبریز ایجاد می‌شود و بر اساس آن سایر پارامترهای حوضه فاقد آمار تخمین زده می‌شود.
- ۴- رویکرد واسنجی منطقه‌ای: که در آن مدل‌ها هم‌زمان در حوضه‌های مختلف و در یک سطح وسیع کالیبره می‌شوند تا برای به دست آوردن پارامترهای بیشتری تعمیم داده شوند.
- ۵- رویکرد شباهت هیدرولوژیکی: که در آن پارامترها از حوضه‌ای که شباهت هیدرولوژیکی بیشتری با حوضه فاقد آمار دارد (همچون شباهت در ضریب رواناب و شاخص جریان پایه) به دست می‌آید.
- ۶- روش‌های شباهت یکپارچه (IS): که در آن روش‌هایی چون مجاورت مکانی و شباهت فیزیکی ادغام می‌شود تا اثر بخشی این روش‌ها را افزایش دهند.

معیارهای ارزیابی مدل‌ها

مدل‌ها از نظر پیچیدگی، شمار داده‌های مشاهداتی مورد نیاز به عنوان پارامتر ورودی و عملکرد برای انواع مختلف حوضه‌ها متفاوت هستند. با توجه به تنوع مدل‌های بارش-رواناب در دسترس، معیارهای متعددی وجود دارد که می‌تواند برای انتخاب مدل هیدرولوژیکی مناسب مورد استفاده قرار گیرد. این معیارها همواره به پروژه مورد نظر بستگی داشته و هر پروژه هم شرایط و نیازهای خاص خود را دارد. خروجی‌های مورد انتظار، فرآیندهای هیدرولوژیکی (برای برآورد خروجی مورد نظر مدل می‌شود)، دسترسی به داده‌های ورودی و هزینه، برخی از این معیارها هستند.

مدل‌های بارش-رواناب منتخب

مدل‌های ریاضی متعددی برای برآورد رواناب ناشی از بارندگی در سطح حوضه گسترش داده شده است که از آن جمله می‌توان به مدل‌های IHACRES، HEC-1، WinTR-55، AWBM، SWAT، MIKE 11، WMS، HEC-HMS و ... اشاره نمود. به دلیل پیچیدگی مدل‌های توزیعی و شمار داده‌های مورد نیاز، در این تحقیق برخی مدل‌های توده‌ای و نیمه‌توزیعی معرفی و مورد ارزیابی واقع شده است (جدول ۱).

جدول ۱- مدل‌های بارش-رواناب منتخب جهت مقایسه

مدل‌های توده‌ای	مدل‌های نیمه توزیعی
IHACRES	HBV
AWBM	HEC-HMS
SIMHYD	SWAT
SRM	

مدل‌های توده‌ای

این مدل‌ها کل حوضه را بدون احتساب تغییرات مکانی به عنوان یک واحد یکپارچه در نظر می‌گیرند. همچنین شامل درجه خاصی از تجربه‌گرایی با ارائه ویژگی‌های فیزیکی به صورت محدود می‌باشد (Beven, ۲۰۰۰). مزیت استفاده از این مدل‌ها، ساختار ساده، حداقل داده‌های مورد نیاز، سرعت راه‌اندازی و کالیبراسیون و کاربری آسان می‌باشد. بخش‌های زیر به توصیف این مدل‌ها با جزئیات بیشتر می‌پردازد.

• مدل IHACRES

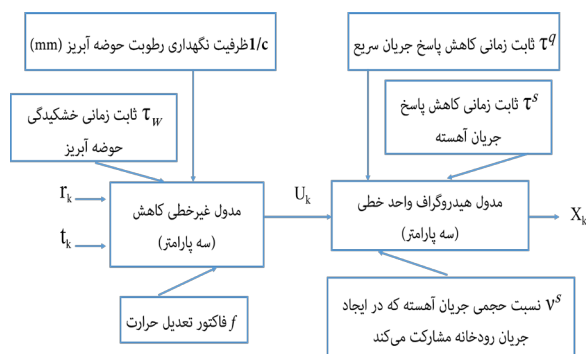
یک مدل توده‌ای و مفهومی می‌باشد که Hornberger و Jakeman (۱۹۹۳) جهت شناسایی رفتار بارش-رواناب در مقیاس حوضه

آبریز ارائه کردند. این مدل امکان شبیه‌سازی جریان را به صورت پیوسته و یا رخدادی برای حوضه در اندازه‌های مختلف با استفاده از هر گام زمانی مساوی یا بیشتر از یک دقیقه فراهم می‌کند. این مدل، نیازمند سه مجموعه از اطلاعات (داده‌های مشاهده‌ای بارندگی (میلیمتر یا اینچ)، درجه حرارت (درجه سلسیوس، فارنهایت و یا کلوین)، دبی جریان رودخانه (مترمکعب بر ثانیه، میلیمتر در هر گام زمانی، لیتر بر ثانیه یا فوت مکعب بر ثانیه)) به عنوان ورودی است (User Manual, ۲۰۰۴). اطلاعات توصیفی جغرافیایی حوضه (توپوگرافی، پوشش گیاهی، خاک) مورد نیاز نمی‌باشد. به دلیل نیاز به داده‌های اندک در حوضه‌های آبریز فاقد آمار و یا حوضه‌هایی که از لحاظ آماری با مشکل مواجه هستند و همچنین برای مناطق خشک، جایی که مجموعه داده‌های هیدرولوژیکی بسیار کم است قابل کاربرد می‌باشد. خروجی‌های مدل عبارتند از: مدل‌سازی جریان و سری‌های زمانی شاخص رطوبت حوضه، هیدروگراف واحد، جداسازی جریان و ارائه عدم قطعیت‌های مرتبط با پارامترهای هیدروگراف واحد.

- ساختار مدل IHACRES

اساس این روش از دو مدول غیر خطی کاهش و مدول خطی هیدروگراف تشکیل می‌شود. به این منظور در ابتدا بارندگی (T_k) و دما (t_k) در هر گام زمانی k ، توسط مدول غیر خطی، به بارندگی موثر (U_k) تبدیل شده و سپس به وسیله مدول خطی هیدروگراف واحد به رواناب سطحی در همان گام زمانی تبدیل می‌شود.

مزیت این مدل این است که به تنها تعداد کمی از پارامترها، به طور معمول شش پارامتر (سه پارامتر برای مدول غیرخطی کاهش و سه پارامتر برای مدول هیدروگراف واحد خطی) نیاز دارد.



شکل ۱- چگونگی شبیه‌سازی مدل بارش-رواناب

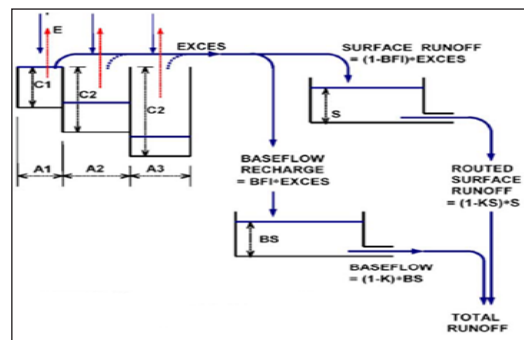
IHACRES همراه با مدول‌های خطی و غیرخطی در روش ارائه شده توسط جکمن و هورنبرگر

• مدل AWBM

در سال ۱۹۹۰ توسعه و در سال ۱۹۹۳ تکامل یافت (Boughton, ۱۹۹۳). یک مدل کامپیوتری توده‌ای بیلان آبی برای شبیه‌سازی بارش-رواناب است. براساس این مدل درصد مساحت حوضه متناسب با ظرفیت ذخیره حوضه و پتانسیل تولید رواناب تعیین می‌شود و رواناب حاصل از هر کدام از این درصد‌های مساحت حوضه را ارزیابی می‌کند (Boughton, ۲۰۰۴) (شکل ۲). یک مدل سطوح جزئی جریان سطحی اشباع است. در کل دو نظریه سازوکار تولید رواناب وجود دارد:

• نظریه هورتون (Horton, ۱۹۹۳): براساس این نظریه رواناب زمانی پدید می‌آید که شدت بارش از شدت نفوذ بیشتر باشد.
• نظریه جریان سطحی اشباع (Hewett و Hibbert, ۱۹۶۷): براساس این نظریه وقتی خاک از آب اشباع شود، رواناب پدید می‌آید. داده‌های مورد نیاز بارش روزانه، رواناب روزانه و تبخیر ماهانه می‌باشد. از مزیت‌های این مدل، سهولت دسترسی به داده‌های مورد نیاز، تعداد کم پارامترهای مورد نیاز (سه پارامتره بوده و در رودخانه‌های فصلی که آب پایه ندارد، یک پارامتره می‌شود)، ساختار نسبتاً ساده، امکان برآورد رواناب در آبخیزهای فاقد جریان پایه (امکان استفاده در مناطق خشک و نیمه‌خشک)، محاسبه رواناب در زمان‌های مختلف از مکان‌های مختلف و امکان نمایش گرافیکی خروجی‌ها است.

این مدل، رواناب روزانه و ساعتی را از بارش روزانه و ساعتی و تبخیر متوسط ماهانه محاسبه می‌کند. کاربرد نتایج روزانه در مطالعات مدیریت و استحصال آب و نتایج ساعتی در محاسبات طراحی است.



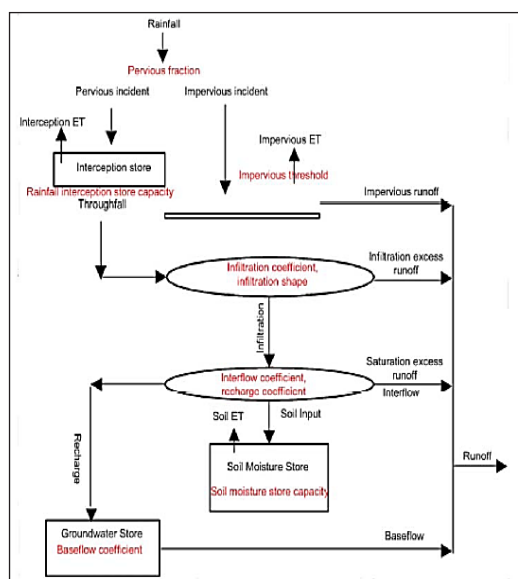
پارامتر	تعریف
(C1,C2,C3)	ظرفیت‌های ذخیره سطحی
(A1,A2,A3)	سطوح متناظر با ظرفیت ذخیره سطحی
BFI	شاخص جریان پایه
K(KS,K)	ثابت خشکیدگی روزانه جریان

شکل ۲- ساختار و پارامترهای مدل AWBM

(Argent و همکاران، ۲۰۰۵)

• مدل SIMHYD

نسخه ساده شده مدل مفهومی بارش-رواناب HYDROLOG در سال ۱۹۷۲ و MODHYDROLOG در سال ۱۹۹۱ تولید شده است (Chiew و همکاران، ۲۰۰۲). یک مدل مفهومی و توده‌ای بیلان آب جرمی است. بر اساس تئوری جریان اشباع، جریان روزانه را با استفاده از داده‌های بارش و تبخیر تعرق پتانسیل روزانه شبیه‌سازی می‌کند (Argent و همکاران، ۲۰۰۵). از ویژگی‌های منحصر به فرد SIMHYD تقسیم حوضه آبریز به سطوح نفوذپذیر و غیر قابل نفوذ می‌باشد. در مدل SIMHYD از هفت پارامتر استفاده می‌شود که شامل: ضریب جریان پایه، ضریب نفوذ، ضریب رواناب سطحی، کسر نفوذ، ظرفیت ذخیره قطع بارش، ضریب تغذیه و ظرفیت ذخیره رطوبت خاک می‌باشند (شکل ۳). شکل زیر ساختار و پارامترهای این مدل بارش-رواناب را نشان می‌دهد.



پارامتر	تعریف
K	ضریب جریان پایه
ImpT	آستانه نفوذناپذیری
COEFF	ضریب نفوذ
SQ	شکل نفوذ
SUB	ضریب جریان ورودی
Perv	کسر نفوذ پذیری
INSC	ظرفیت ذخیره برگاب
CRAK	ضریب رواناب سطحی
SMSC	ظرفیت ذخیره رطوبت خاک

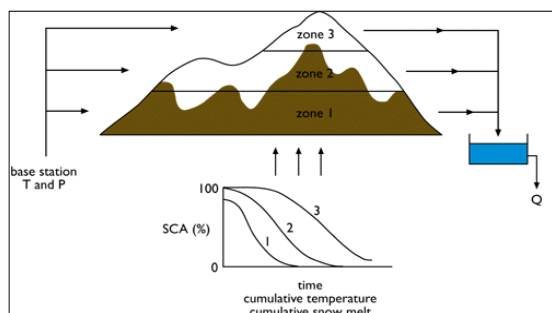
شکل ۳- ساختار و پارامترهای مدل SIMHYD

(Argent و همکاران، ۲۰۰۵)

• مدل SRM

نسخه اصلی این مدل را Martinez (۱۹۷۵) در مؤسسه تحقیقات برف و بهمن سوئیس (SSARI)، برای شبیه‌سازی رواناب حاصل از ذوب برف در حوضه‌های کوچک کوهستانی در اروپا توسعه داد و در سال ۱۹۸۶ مورد تأیید سازمان جهانی هواشناسی قرار گرفت. نسخه چهارم در سال ۱۹۹۴ (قابل استفاده برای حوضه‌های کوهستانی وسیع) ارائه شد. اولین نسخه تحت سیستم عامل ویندوز در سال ۲۰۰۲ ارائه شد. نسخه ۲۰۰۵ امکان تقسیم حوضه تا ۱۶ ناحیه ارتفاعی را فراهم می‌کند (شکل ۴). مدل برای حوضه‌های با محدوده مساحت ۱۲۰۰۰-۷۶۰۰ کیلومتر مربع و محدوده ارتفاعی ۳۰۵-۷۶۹۰ متر اعمال شده است، که رواناب ناشی از باران و ذوب برف را به صورت روزانه محاسبه می‌کند. داده‌های مورد نیاز مدل عبارتند از:

- ویژگی حوضه: مساحت حوضه یا ناحیه‌های ارتفاعی و منحنی سطح-ارتفاع



شکل ۴- ساختار مدل SRM

مقدار و توزیع مکانی و زمانی آن)، تبخیر و تعرق می‌باشد.

- نمایه‌های کنترلی (Control Specification Component): شامل اطلاعاتی چون، زمان شروع، زمان پایان، گام زمانی اجرای شبیه‌سازی است.

- مؤلفه داده‌های ورودی (Input Data Component): سری زمانی داده‌ها و داده‌های شبکه‌ای اغلب به عنوان پارامتر یا شرایط مرزی در حوضه و مدل‌های هواشناسی مورد نیاز است.

این داده‌ها به گونه‌ای طراحی شده است که قابلیت انجام محاسبات در دامنه وسیعی از نواحی با ژئوگرافی متفاوت را دارد و دارای دو بخش عمده مدول تبدیل بارش به رواناب و مدول روندیابی سیلاب در آبراهه برای شبیه‌سازی سیلاب است که روش‌های مختلفی را برای تبدیل بارش به رواناب ارائه می‌دهد (www.hec.usace.army.mil). همچنین مدل دارای قابلیت کالیبراسیون خودکار، قابلیت بهینه‌سازی پارامترها، ذخیره‌سازی و مدیریت داده‌ها و امکانات گرافیکی و گزارش‌دهی است (HEC-HMS Technical Manual، ۲۰۰۰).

• مدل SWAT

یک مدل هیدرولوژیکی، پیوسته زمانی، نیمه‌توزیعی، مفهومی و با پایه فیزیکی است که توسط USDA-ARS توسعه یافته و پشتیبانی می‌شود. ابزاری جامع و بین رشته‌ای، بسیار انعطاف‌پذیر و قوی برای شبیه‌سازی مسائل مختلف مربوط به حوضه آبریز است.

مؤلفه‌های مدل SWAT، مؤلفه‌های اقلیمی، هیدرولوژی، درجه حرارت، خصوصیات خاک و مدیریت زمین است (Gassman و همکاران، ۲۰۰۷). فرآیندهای هیدرولوژیکی اصلی که توسط مدل شبیه‌سازی می‌شود عبارتند از: تبخیر و تعرق، رواناب سطحی،

مدل‌های هیدرولوژیکی نیمه‌توزیعی

در این گونه مدل‌ها، پارامترها تا حدی نسبت به مکان متغیر بوده و مدل امکان تقسیم حوضه به زیرحوضه‌ها را فراهم می‌نماید (Beven، ۲۰۰۰). مدل‌های نیمه‌توزیعی از نظر تعداد داده‌های ورودی و پیچیدگی دارای موقعیتی بین مدل‌های توده‌ای و مدل‌های کاملاً توزیعی می‌باشند. مزیت اصلی مدل‌های نیمه‌توزیعی نسبت به مدل‌های توده‌ای، ساختار آنها است که مبنای فیزیکی دارد و نسبت به مدل‌های کاملاً توزیعی نیاز به داده‌های کمتری دارند.

• مدل HEC-HMS

مهندسان هیدرولوژی مرکز مهندسی ارتش آمریکا (US-ACE)، این مدل را برای شبیه‌سازی رخدادی و پیوسته فرآیند بارندگی-رواناب، در دوره‌های زمانی طولانی مدت طراحی کرده‌اند. نسخه توسعه‌یافته HEC-1، تحت ویندوز و یک مدل نیمه‌توزیعی با مؤلفه‌های هیدرولوژیکی و هیدرولیکی است. زبان برنامه‌نویسی که HEC-HMS در آن تعریف شده، ترکیبی از محیط‌های برنامه‌نویسی C، C++ و فرترن می‌باشد (User's Manual Version 3.5، HEC-HMS، ۲۰۱۰).

مؤلفه‌های مدل برای شبیه‌سازی پاسخ هیدرولوژیک در حوضه عبارتند از:

- مؤلفه مدل حوضه (Basin Model Component): نشان‌دهنده نمایش فیزیکی حوضه است.

- مؤلفه مدل اقلیمی (Meteorologic Model Component): تحلیل داده‌های هواشناسی که شامل، داده‌های بارش (نوع بارش،

ذوب برف، نفوذ سطحی، نفوذ عمقی، جریان آب‌های زیرزمینی و زیرسطحی. جدول (۲) حاوی ورودی‌های مدل SWAT است.

جدول ۲- ورودی‌های مدل SWAT

فیزیکی	اقلیمی	هیدرولوژی
-ارتفاع	-بارش	-رواناب و رسوب
-پوشش زمین (CN)،	-دمای هوا	-اطلاعات موقعیت
ضریب مانینگ،	(حداقل و حداکثر)	هر ایستگاه
نقشه پوشش زمین)	-تابش خورشیدی	-اطلاعات تحول
خاک (رواناب، نفوذ،	-سرعت باد	مواد مغذی
رسوب، تبادل آنیون)	-رطوبت نسبی	-تبخیر/تعرق

مدل SWAT یک ابزار کارآمد برای ارزیابی منابع آب برای طیف وسیعی از مقیاس‌ها و شرایط زیست محیطی در سراسر جهان است (Arnold و همکاران، ۱۹۹۸؛ Arnold و Fohrer، ۲۰۰۵). فرآیندهای مربوط به هیدرولوژی آب‌های سطحی و زیرزمینی را تحت شیوه‌های مختلف مدیریتی در حوضه‌های با شرایط پیچیده هیدرولوژیکی شبیه‌سازی می‌کند. این مدل توانایی محاسبه میزان تبخیر و تعرق به سه روش، پنمن-مونتیث، پریستلی-تیلور و هارگریوز را دارد و امکان شبیه‌سازی فرآیندهای مربوط به رشد گیاه که بر میزان تبخیر و تعرق و رطوبت خاک تأثیرگذار است را فراهم می‌کند. در حوضه‌های فاقد آمار قابل استفاده بوده و قابلیت لینک شدن با GIS را دارد و یک رابط گرافیکی کاربر پسند را فراهم می‌کند. اثرات تغییر اقلیم را می‌توان به‌طور مستقیم در SWAT با اختصاص، اثرات افزایش غلظت CO₂ جو بر روی رشد و تعرق گیاه، تغییر در ورودی‌های اقلیمی شبیه‌سازی کرد. این مدل به‌علت پیچیدگی و لحاظ کردن اکثر عوامل موثر در فرآیند بارش-رواناب دارای پارامترهای متعددی است (Neitsch و همکاران، ۲۰۰۵).

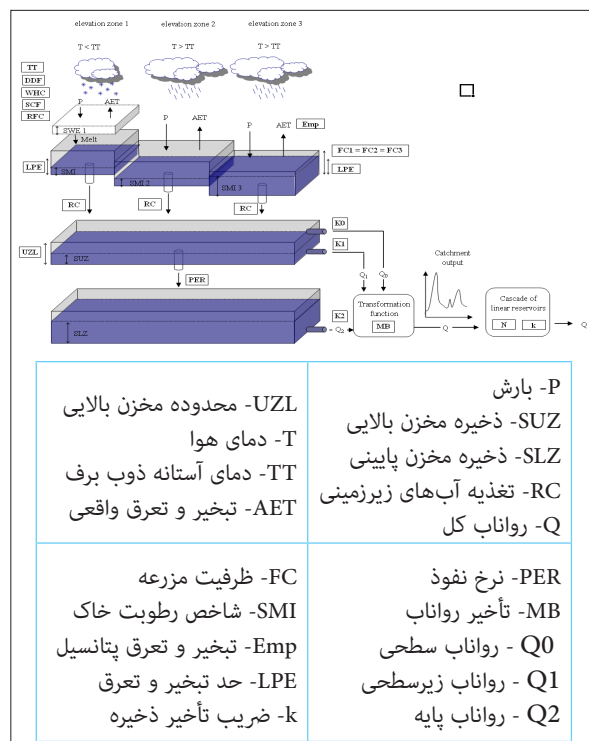
• مدل HBV

یک مدل هیدرولوژیکی همه منظوره، مفهومی، نیمه‌توزیعی و یک ابزار پیش‌بینی استاندارد است که در مؤسسه هیدرولوژیکی و هواشناسی سوئد (SHMI) توسعه یافته است. مدل نیازمند داده‌های بارش، دمای هوا و برف در صورت وجود، برآوردهای ماهانه تبخیر و تعرق، رواناب برای کالیبراسیون و اطلاعات جغرافیایی حوضه می‌باشد (http://www.smhi.se/foretag/m/hbv_demo/html). مدل دبی ساعتی، شاخص رطوبت خاک، آب معادل برف را با

دریافت ورودی‌ها تولید می‌کند. از جمله قابلیت‌های مدل، شبیه‌سازی رواناب رودخانه برای حوضه در اندازه‌های مختلف، تفکیک حوضه به زیر حوضه‌ها، مناطق ارتفاعی و انواع پوشش زمین است. مدل HBV برای یک گام زمانی روزانه (گام‌های زمانی کوتاه‌تر به‌صورت یک گزینه در دسترس می‌باشد) طراحی شده است.

(www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/hbv.htm)

ساختار مدل HBV در شکل (۵) ارائه شده است.



شکل ۵- ساختار مدل HBV

مقایسه مدل‌های منتخب

در این بخش تلاش بر مقایسه مدل‌های منتخب بخش قبلی باتوجه به معیارهای ارزیابی مختلف است. از آنجایی که مدل‌های توده‌ای و نیمه‌توزیعی منعکس‌کننده رویکردهای متفاوتی برای مدل‌سازی هیدرولوژیکی هستند، به‌طور جداگانه مقایسه می‌شوند. مقایسه مدل‌های توده‌ای و نیمه‌توزیعی منتخب جدول (۳) به‌طور خلاصه ارائه شده است. مقایسه باتوجه به مقیاس زمانی و مکانی، فرآیند مدل‌سازی، هزینه، تخصص، سهولت استفاده، سیستم عامل، قابلیت‌ها و محدودیت‌ها انجام شده است.

جدول ۳- خلاصه مدل‌های منتخب

مدل‌های نیمه‌توزیعی				مدل‌های توده‌ای			نوع مدل
HEC-HMS	SWAT	HBV	IHACRES	AWBM	SIMHYD	SRM	معیار ارزیابی
انعطاف پذیر	روزانه	روزانه و ساعتی	انعطاف‌پذیر	روزانه	روزانه	روزانه	مقیاس زمانی
انعطاف پذیر	انعطاف پذیر	انعطاف پذیر	انعطاف‌پذیر	انعطاف‌پذیر	انعطاف‌پذیر	انعطاف‌پذیر	مقیاس مکانی
✓	×	✓	✓	✓	✓	×	شبیه‌سازی سیلاب
✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	شبیه‌سازی رواناب پیوسته
✓	✓	✓	×	×	×	✓	ذخیره و ذوب برف
×	✓	✓	×	×	✓	×	برگاب و نفوذ
✓	✓	✓	✓	×	✓	×	تبخیر و تعرق
رایگان	رایگان	رایگان	رایگان	رایگان	رایگان	رایگان	هزینه
کوتاه	متوسط	متوسط	کوتاه	کوتاه	کوتاه	متوسط	زمان تنظیم (راه اندازی)
کم	متوسط	متوسط	پایین	پایین	پایین	متوسط	تخصص
آسان	متوسط	متوسط	آسان	آسان	آسان	متوسط	سهولت استفاده
Windows	Windows	Windows	Windows	Windows	Windows	Windows	سیستم عامل
کاربری آسان، داده‌های مورد نیاز کم، شبیه‌سازی رویدادی و مستمر	امکان مدل‌سازی اثر تغییر اقلیم بر رژیم رواناب	مدل‌سازی تمام فرآیندهای هیدرولوژیکی، نیاز به اطلاعات کم	کاربری آسان، داده‌های مورد نیاز کم، شبیه‌سازی رویدادی و مستمر	کاربری آسان، نیاز به داده‌های اندک، ساختار نسبتاً ساده	کاربری آسان، نیاز به داده‌های اندک، ساختار نسبتاً ساده	امکان مدل‌سازی اثر تغییر اقلیم بر رژیم رواناب	مزایای استفاده
	وقایع را نمی‌تواند مدل کند، داده‌های ورودی و پارامترهای زیاد	برای گام زمانی روزانه طراحی شده و اطلاعات در دسترس محدود است	عدم مدل‌سازی ذوب برف، عدم نیاز به اطلاعات جغرافیایی حوضه	عدم مدل‌سازی ذوب برف، از نظر زمانی منعطف نمی‌باشد	عدم مدل‌سازی ذوب برف، از نظر زمانی منعطف نمی‌باشد	توسعه برای حوضه‌های برفی، رخدادهای را نمی‌تواند مدل کند	محدودیت‌ها

نتیجه‌گیری

باتوجه به قابلیت‌ها و محدودیت‌های هر مدل و باتوجه به نیازها و اهداف مورد انتظار از مدل‌سازی بارش- رواناب در هر حوضه، در نهایت باید مدلی انتخاب شود که در راستای اهداف مسئله باشد. در انتخاب بهترین مدل توده‌ای از بین مدل‌های منتخب مقایسه شده در این پژوهش باتوجه به شرایط حاکم بر مسئله و اهداف استفاده از مدل‌سازی، تصمیم‌گیری می‌شود. به عنوان مثال در منطقه‌ای که بیشتر اوقات سال پوشش برفی دارد استفاده از مدل SRM مناسب‌ترین گزینه است؛ زیرا در مقایسه شرایط این مدل با مدل‌های دیگر، در کنار اکثر ویژگی‌هایی که مشترک هستند در نظر گرفتن ذخیره و ذوب برف عاملی مهم در انتخاب این مدل خواهد بود و شاید با بررسی دیگر تفاوت‌های این مدل با مدل‌های دیگر و باتوجه به شرایط مسئله بهترین تصمیم اتخاذ شود. به عنوان نمونه‌ای دیگر در حوضه‌ای که میزان تبخیر و تعرق بالایی دارد انتخاب مدلی که با شرایط یکسان در دیگر

پارامترها، توانایی محاسبات تبخیر و تعرق را هم داشته باشد، انتخاب بهینه خواهد بود و یا وقتی داده‌های ورودی مناسب در دسترس است، عملکرد مدل ساده‌ای چون IHACRES نسبت به دیگر مدل‌های پیچیده بهتر است (Carla Carcano و همکاران، ۲۰۰۸). اگرچه انتخاب مدل‌های توده‌ای به جهت سادگی ساختار و حداقل داده‌های مورد نیاز و نیز کاربری آسان آن‌ها در اولویت قرار بگیرند اما در یک انتخاب مناسب‌تر، باید مدل‌های نیمه‌توزیعی، مورد توجه قرار گیرد. به عنوان مثال مدل SWAT که در مقایسه‌های صورت گرفته مشخص شد که قابلیت شبیه‌سازی سیلاب را ندارد، و برای مسئله‌ای که هدف اصلی آن شبیه‌سازی سیلاب منطقه است مناسب نخواهد بود. مطالعات Van Liew و همکاران (۲۰۰۳)، Golmohammadi و همکاران (۲۰۱۷) و گودرزی و همکاران (۱۳۹۵) نشان داده است که مدل SWAT برای پیش‌بینی و تخمین تغییرات جریان کارایی خوبی داشته است. از بین مدل‌های نیمه‌توزیعی موقعیتی بین سادگی بیش از حد مدل‌های توده‌ای و داده‌های گسترده مورد نیاز برای

Atmospheric Research, 42: 137-147.

Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S. and Williams J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. J. American Water Resour. Assoc, 34(1): 73-89.

Arnold J.G. and N. Fohrer. 2005. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. Hydrol. Process., 19(3): 563-572.

Beven K.J. 2000. Rainfall-runoff modelling. The Primer. Wiley, 360.

Borah D.K. and Bera M. 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpointsource pollution models: review of mathematical bases. Trans. ASAE., 46(6): 1553-1566.

Borah D.K. and Bera M. 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpointsource pollution models: review of applications. Trans. ASAE., 47(3): 789-803.

Bouabid R. and Chafai Elalaoui A. 2010. Impact of climate change on water resources in Morocco: The case of Sebou Basin. Economics of drought and drought preparedness in a climate change context., 95: 57-62.

Boughton W.C. 1993. A Hydrograph-Based Model for Estimating the Water Yield of Ungauged Catchments, Inst. Engs. Australia, Nat. Conf. Publ., 93(14): 317-324.

Boughton W.C. 2004. The Australian Water Balance Model. Environmental Modelling and Software, 19(10): 943-956.

Carla Carcano E., Bartolini P., Muselli M. and Piroddi L. 2008. Jordan recurrent neural network versus IHACRES in modelling daily streamflows. Journal of Hydrology, 362: 291-307.

Chang T.K., Talei A., Alaghmand S. and Po-Leen Ooi M. 2017. Choice of rainfall inputs for event-based rainfall-runoff modeling in a catchment with multiple rainfall stations using data-driven techniques, Journal of Hydrology, 545: 100-108

Chiew F.H.S., Peel M.C. and Western A.W. 2002. Application and testing of the simple rainfall-runoff model SIMHYD, In: Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications (Editors: V.P. Singh and D.K. Frevert). Water Resources Publication, Littleton, Colorado, USA. 335-367.

مدل‌های توزیعی می‌باشند. انتخاب بهترین مدل از مدل‌های نیمه توزیعی نیز همانند مدل‌های توده‌ای بسته به شرایط مسئله دارد، HEC-HMS یک بسته بسیار منعطف، عمومی، با رابط گرافیکی کاربر بسیار پیچیده در مقایسه با بسته‌های تجاری گران قیمت می‌باشد. ساختار مدولار آن امکان استفاده از دیگر محصولات HEC را فراهم می‌کند. مزیت اصلی این مدل امکان شبیه‌سازی به صورت (رویدادی/ پیوسته) می‌باشد. این مدل از لحاظ اندازه حوضه و گام زمانی انعطاف‌پذیر است. کالیبراسیون و راه‌اندازی مدل آسان بوده و به راحتی کالیبره و راه‌اندازی می‌شود و به عنوان بهترین گزینه بین انتخاب‌ها مشاهده می‌شود.

منابع

آبایی، ب. و سهرابی، ت. ۱۳۸۸. ارزیابی عملکرد SWAT در حوضه آبریز زاینده رود. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، ۱۶(۳): ۴۱-۵۸.

آورد، ر.، حمادی، ک. و تراب پوده، ح. ۱۳۸۶. مقایسه نتایج برآورد سیلاب با استفاده از نرم‌افزارهای HEC-HMS و WMS در حوضه آبریز مارون. نهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران.

سعیدی، ر. ۱۳۹۰. شبیه‌سازی هیدرولوژیکی حوضه‌های آبریز در مناطق بیابانی با استفاده از مدل SWAT، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران. پایان‌نامه کارشناسی ارشد.

شریفی، ف.، صفارپور، ش. و ایوب زاده، س.ع. ۱۳۸۳. ارزیابی مدل رایانه‌ای AWBM2002 در شبیه‌سازی فرآیندهای هیدرولوژیکی تعدادی از حوضه‌های آبخیز ایران، پژوهش و سازندگی، ۳۵: ۴۲-۶۳.

علیزاده، ا. ۱۳۸۷. اصول هیدرولوژی کاربردی. دانشگاه فردوسی مشهد.

گودرزی، م.ر.، ذهبیون، ب.، مساح بوانی، ع.ر. و کمال، ع.ر. ۱۳۹۱. مقایسه عملکرد سه مدل هیدرولوژی IHACRES، SWAT و SIMHYD در شبیه‌سازی رواناب حوضه قره‌سو. مجله مدیریت آب و آبیاری، ۱۱: ۲۵-۴۰.

گودرزی، م.ر.، ذهبیون، ب. و مساح بوانی، ع. ۱۳۹۵. شبیه‌سازی بارش-رواناب حوضه قره‌سو با استفاده از مدل SWAT. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست، ۱۱: ۱۸-۲۰.

Argent R., Podger G., Grayson R. and Fowler K. 2005. E2 Catchment modeling software User Guide. Corporate Research Centre for Catchment Hydrology.

Arnhjerg - Nielsen K. and Harremoes. 1995. Prediction of hydrological reduction factor and Initial loss in urban surface runoff from small ungauged catchments.

- gridded spatial proximity and gridded integrated similarity approaches against their lumped counterparts. *Journal of Hydrology*, 550: 279–293.
- Loucks D.P., Beek E.V., Stedinger J.R. and Dijkman J.P.M. 2005. *Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications*. UNESCO.
- Martinez J. 1975. Snowmelt-Runoff Model for stream flow forecasts. *Nordic Hydrol*, 6(3):145-154.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R. and King K.W. 2005. *Soil and water assessment tool: Theoretical documentation*. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.
- Peel M.C., Chiew F.H.S., Western A.W. and McMahon T.A. 2000. *Extension of Unimpaired Monthly Streamflow Data and Regionalisation of Parameter Values to Estimate Streamflow in Ungauged Catchments*, Report prepared for the National Land and Water Resources Audit, In Australian Natural Resources Atlas.
- Reed S., Schaake J. and Zhang Z.Y.. 2007. A distributed hydrologic model and threshold frequency-based method for flash flood forecasting at ungauged locations. *Journal of Hydrology*, v. 337: 402-420.
- Shah S.M.S., O'Connell P.E. and Hosking J.R.M. 1996. Modelling the effects of spatial variability in rainfall on catchment response. 1. Formulation and calibration of a stochastic rainfall field model. *Journal of hydrology*, v. 175: 67-88.
- Sharifi F. and Boyd M.J. 1994. A Comparison of the SFB and AWBM rainfall-runoff models, 25 th Congress of The International Association of Hydrogeologists/ 21-25 November 1994. International Hydrology & Water Resources Symposium of the Institution of Engineers, Australia. ADELAIDE. 491- 495.
- SHMI. 2003. Homepage of the Original HBV-Model. URL: <http://www.shmi.se/>
- USACE. 2000. HEC-HMS Technical Manual, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, 187.
- Van Liew M.W., Garbrecht J.D. and Arnold J.G. 2003. Simulation of the impacts of flood retarding structures on streamflow for a watershed in southwestern Oklahoma under dry, average, and wet climatic conditions. *J. Soil Water Conserv*, 58(6): 340-348.
- Dakhlaoui H., Ruelland D., Trambly Y. and Bargaoui Z. 2017. Evaluating the robustness of conceptual rainfall-runoff models under climate variability in northern Tunisia, *Journal of Hydrology*, 550 : 2101-217.
- Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H. and Arnold J.G. 2007. The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineer*, 50(4): 1211-1250.
- Golmohammadi G., Rudra R., Dickinson T., Goel G. and Veliz M. 2017. Predicting the temporal variation of flow contributing areas using SWAT, *Journal of Hydrology*, 547: 375–386.
- Haydon S. and Deletic A. 2007. Sensitivity testing of a coupled *Escherichia coli* –Hydrologic catchment model. *Journal of Hydrology*, 338: 161–173.
- Hewett J.D. and Hibbert A.P. 1967. Factors Affecting Response of Small Watersheds to Precipitation in Humid Areas, In *Forest Hydrology*, Edited by W.E. Sopper and H. W. Lull, Pergamon, New York. 275-290.
- Horton R.A. 1933. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transactions-American Geophysical Union*, 14: 446–460.
- <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/index.html>.
- <http://www.mpassociates.gr/software/environment/ihacres.html>.
- <http://www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/hbv.htm>.
- http://www.smhi.se/foretag/m/hbv_demo/html/welcome.html.
- Hydrologic Modeling System HEC-HMS, User,s Manual Version 3.5. 2010. Hydrologic Engineering Center.
- IHACRES, “User Guide”. 2004.
- Jakeman A.J. and Hornberger G.M. 1993. How Much Complexity Is Warranted in a Rainfall-Runoff Model? *Water Resources Research*, 29: 2637-2649
- Jones R.N., Chiew H.S., Boughton W.C. and Zhang L. 2006. Estimating the sensitivity of mean annual runoff to climate change using selected hydrological models. *Advances in Water Resources*, 29: 1419–1429.
- Li H. and Zhang Y. 2017. Regionalising rainfall-runoff modelling for predicting daily runoff: Comparing

Calibration and Evaluation of the SWMM Model in Runoff Simulation in District 9 of Mashhad City

F. Rezayi^{1*}, A. Bahremand², V. Berdi Shaikh³, M.T. Dasturani⁴, S.M. Tajbakhsh⁵

1,2,3- PhD Student, Associate Professor & Associate Professor, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Gorgan, Gorgan, Iran. 4- Professor, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. 5- Assistant Professor, University of Birjand, Birjand, Iran.

*(Corresponding Author Email: Frezayi25@yahoo.com)

Received: 14-10-2017

Accepted: 15-10-2018

کالیبراسیون و ارزیابی مدل SWMM در شبیه‌سازی رواناب منطقه ۹ شهرداری مشهد

فاطمه رضایی^{۱*}، عبدالرضا بهره‌مند^۲، واحد بردی شیخ^۳، محمدتقی دستورانی^۴، سیدمحمد تاج‌بخش^۵

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار و دانشیار دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۴- استاد دانشگاه فردوسی مشهد. ۵- استادیار دانشگاه بیرجند.

*(نویسنده‌ی مسئول، (E-Mail: Frezayi25@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۷/۲۲

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۷/۲۳

Abstract

Urban runoff problems are comprised of two distinct but interdependent types. To control the quantity and quality, volume and the peak flow of runoff, downstream flooding and the flooding potential in the downstream must be reduced. These problems are subject to conducted flood control systems and methods. Nowadays, the protection of receiving waters is one of the engineers' concerns which cannot be simply achieved due to its reliance on the complexity and fluctuation of the flood. This needs comprehensive planning, design, and management of such systems which can be obtained through an efficient method and by use of urban runoff calculation and control models. In this research, the runoff simulation of district 9 of Mashhad municipality is carried out using the SWMM model. To calibrate and evaluate the model, 4 and 2 rainfall occurrences were measured at the basin outlet. The model calibration results showed a good agreement between the simulations of the four incidents with a NS higher than 0.5. The evaluation results confirm the SWMM model's performance and accuracy for NS values above 0.5. For simulated incidents derived from the calibration and validation of the SWMM model, the Kling Gupta (KGE) index values was higher than 0.5. These values confirm the model results. Therefore, there is a good agreement between the simulated and observed runoff volumes which is an indication of the good performance of the SWMM model in predicting urban flood and this model can then be used in urban flood management projects and drainage network planning in Mashhad.

Keywords: Calibration, Evaluation, Runoff simulation, SWMM model, District 9 of Mashhad municipality.

چکیده

مشکلات رواناب شهری از دو نوع مجزا ولی وابسته به هم هستند. کمیت و کیفیت، کنترل مقادیر حجم و دبی اوج رواناب نیازمند کاهش پتانسیل فرسایش کناری و سیل خیزی پایین‌دست است. این مشکلات تابع سیستم‌های سیلاب حوضه‌ی آبخیز و روش‌های کنترل اجرا شده هستند. امروزه حفاظت آب‌های پذیرنده از دغدغه‌های مهندسين است که به سادگی بسته به پیچیدگی و تغییرپذیری سیلاب میسر نمی‌شود. این امر مستلزم برنامه‌ریزی جامع، طراحی و مدیریت این قبیل سیستم‌ها است که می‌تواند در قالب یک روش کارآمد و با استفاده از مدل‌های محاسبه و کنترل رواناب شهری تحقق یابد. در این تحقیق به‌منظور شبیه‌سازی رواناب منطقه ۹ شهرداری مشهد از مدل SWMM^۱ استفاده شد و به‌منظور کالیبراسیون و ارزیابی مدل SWMM به‌ترتیب ۴ و ۲ واقع بارندگی در خروجی حوضه اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل از کالیبراسیون مدل نشان داد که شبیه‌سازی چهار واقعه بررسی شده انطباق خوبی دارد و مقدار NS^۲ برای وقایع بیشتر از ۰/۵ می‌باشد. نتایج ارزیابی مدل SWMM کارایی و دقت مدل را با مقدار NS بالاتر از ۰/۵ تأیید می‌کند. همچنین مقادیر ضریب کلینگ گوپتا برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از واسنجی و ارزیابی مدل SWMM، بیشتر از ۰/۵ شد که نشان‌دهنده نتایج قابل قبول مدل است. در نتیجه انطباق خوبی بین رواناب شبیه‌سازی شده و مشاهده‌ای وجود دارد و مدل SWMM دقت مورد نیاز برای شبیه‌سازی رواناب شهری را دارد. بنابراین این مدل می‌تواند برای طرح‌های مدیریت رواناب شهری و طراحی شبکه زهکشی رواناب شهری در منطقه مورد مطالعه استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: کالیبراسیون، ارزیابی، مدل SWMM، شبیه‌سازی رواناب، منطقه ۹ شهرداری مشهد.

انجام گرفته علت اصلی آبگرفتگی‌ها را کوچک بودن سطح مقطع مجاری آبرو و همچنین شیب کم و معکوس در برخی نقاط عنوان نموده است. نتایج شبیه‌سازی آب‌گرفتگی‌های ناشی از بارندگی‌های طرح در منطقه مورد مطالعه با آنچه که هر ساله در آنجا روی می‌دهد صحت شبیه‌سازهای مدل را تأیید می‌کند.

قاسمی و مغربی (۱۳۹۴) در مطالعه‌ای با استفاده از مدل SWMM به بررسی میزان تأثیر حوضچه‌های تأخیری بر کاهش رواناب پرداختند و نشان دادند استفاده از حوضچه‌های تأخیری در منطقه آب و برق مشهد با وجود مساحت محدود کارگشا بوده و موجب کاهش دبی اوج هیدروگراف، افزایش رخداد زمان پیک سیلاب و در نتیجه کنترل و مدیریت بهینه سیلاب می‌شود. به این ترتیب در دو مرحله مدل‌سازی، جابجایی برای دو سناریو دو مکان و سه مکان مناسب جهت احداث حوضچه‌های کنترل سیلاب شناسایی شد که در صورت استفاده از دو مخزن، دبی پیک ۳۱ درصد و در صورت استفاده از سه مخزن، دبی پیک ۳۸ درصد کاهش می‌یابد.

Hsu و همکاران (۲۰۰۰) از ترکیب دو مدل SWMM و مدل دو بعدی پخشیدگی جریان سطحی برای شبیه‌سازی سیلاب در حوزه شهری چین تاییه استفاده نمودند و نتیجه گرفتند که مدل ترکیبی ابزار مناسبی برای تجزیه و تحلیل سیلاب شهری ناشی از سرریز شدن آب از شبکه‌های جمع‌آوری آب‌های سطحی و سیلاب ناشی از تخریب ایستگاه‌های پمپاژ می‌باشد.

Phillips و همکاران (۲۰۰۵) در مطالعه‌ای اقدام به مدل‌سازی یک بعدی و دو بعدی سیستم زهکشی شهری با استفاده از مدل XP-SWMM و TUFLOW کردند و از مدل TUFLOW برای بالابردن قابلیت‌های مدل XP-SWMM استفاده کردند. نتایج نشان داد که ترکیب و استفاده از مدل‌هایی مانند مدل‌های ذکر شده برای تهیه نقشه آب‌گرفتگی در مناطق شهری و طراحی سیستم زهکشی بسیار مفید است و اطلاعات مفیدی را برای کاربران فراهم می‌کند.

Jang و همکاران (۲۰۰۷) از مدل SWMM برای مدیریت رواناب شهری در قبل و بعد از توسعه شهر و در چهار منطقه در کره استفاده کردند. نتایج نشان داد این مدل می‌تواند خطاهایی از قبیل دبی اوج کوچکتر و زمان تا اوج طولانی‌تر برای شرایط بعد از توسعه را برطرف کند. بنابراین مدل پیشنهاد شده می‌تواند جوابگوی ارزیابی اثرات هیدرولوژیکی برای توسعه برنامه‌ریزی شهری باشد.

Dongquan و همکاران (۲۰۰۹) برای شبیه‌سازی بارش و رواناب در حوزه شهری Macau از مدل SWMM و GIS استفاده کردند. نتایج نشان داد که استفاده از GIS در به‌دست‌آوردن برخی از پارامترهای مهم مدل SWMM بسیار مفید است و

امروزه با توسعه شهرنشینی و گسترش شهرها مدیریت حوزه‌های شهری بیش از پیش مورد توجه قرار گرفته است. شهرسازی باعث برهم زدن تعادل اکولوژیک حوضه، روند پایدار هیدرولوژیکی و افزایش نفوذناپذیری حوضه شده است. با افزایش وسعت شهرها، شبکه هیدروگرافی و آب‌های سطحی و زیرزمینی حوضه در حال تغییر می‌باشد. بنابراین اعمال مدیریت در حوزه‌های شهری نیازمند تمهیدات ویژه‌ای است که در قالب آب‌خیزداری شهری مطرح می‌شود.

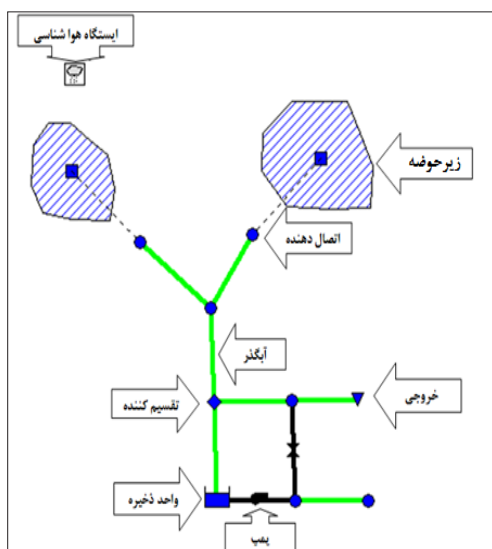
احمدیان (۱۳۹۱) با استفاده از مدل SWMM در منطقه هشتگرد جدید از بین هشت پارامتر ورودی به مدل از قبیل درصد اراضی نفوذناپذیر، ضریب زبری مانینگ مناطق نفوذناپذیر، ضریب زبری مانینگ در مناطق نفوذپذیر، عرض معادل، ارتفاع ذخیره مناطق نفوذناپذیر، ارتفاع ذخیره مناطق نفوذپذیر، شیب زیرحوضه و درصد مناطق بدون ذخیره سطحی، بیان کردند ضریب زبری مانینگ در مناطق نفوذناپذیر، عرض معادل، شیب زیرحوضه و درصد مناطق نفوذناپذیر به ترتیب بیشترین تأثیر را در تغییر دبی اوج دارند که دلیل آن را به ماهیت فیزیکی حوزه نسبت دادند.

عینلو (۱۳۹۳) در مطالعه‌ای درستی و تطابق شبیه‌سازی‌های مدل SWMM بر اساس وقایع بارش-رواناب مشاهداتی را تأیید نمود.

بدیعی‌زاده (۱۳۹۰) در تحقیق خود ابعاد بهینه شبکه زهکشی نسبت به بارش طرح با دوره بازگشت ۲، ۵ و ۱۰ ساله را از طریق شبیه‌سازی رواناب سطحی و با استفاده از مدل SWMM در شهر گرگان تعیین کردند. آن‌ها ادعا کردند که مدل SWMM برآورد نسبتاً خوبی از مولفه‌های جریان داشته است و در تعیین ابعاد بهینه کانال‌های زهکشی قابلیت خوبی دارد. برای دوره بازگشت ۲، ۵ و ۱۰ ساله به ترتیب ۱۲/۴۸، ۳۰/۵۸ و ۴۰/۱۱ درصد از طول شبکه زهکشی در شرایط بحرانی وجود داشته و سایر قسمت‌ها در دوره بازگشت منتخب از عملکرد خوبی برخوردار است.

کریمی و همکاران (۱۳۹۴) در تحقیقی از مدل EPA-SWMM برای شبیه‌سازی کمی سیلاب ناشی از بارندگی در بخش‌هایی از حوزه شهری بابل‌سر استفاده کردند. شبیه‌سازی برای رگبارهای ۲ ساعته با دوره بازگشت ۲، ۵ و ۱۰ ساله و برای مدت ۱۲ ساعت انجام پذیرفت. نتایج شبیه‌سازی کمی سیلاب نشان داد از ۲۵۹ گره موجود در شبکه مجاری زیرزمینی و سطحی ۳۲، ۵۷ و ۶۰ گره به ترتیب در دوره بازگشت‌های ۲، ۵ و ۱۰ سال دچار سیلاب شدند. بررسی‌های میدانی و نقشه‌های موجود رقوم ارتفاعی شبکه جمع‌آوری رواناب شهری و شبیه‌سازی‌های

استفاده قرار می‌گیرد. مولفه رواناب SWMM روی مجموعه‌ای از زیرحوضه‌هایی که باران دریافت می‌کنند عمل کرده و رواناب و بارهای آلاینده را تولید می‌نماید. بخش روندیابی مدل، رواناب را از طریق شبکه لوله‌ها، کانال‌ها و تاسیساتی چون پمپ‌ها و تنظیم‌کننده‌های جریان منتقل می‌کند. این مدل کمیت و کیفیت رواناب تولید شده در هر زیرحوضه، سرعت، دبی و عمق جریان در هر لوله و کانال را در هر زمانی از دوره شبیه‌سازی می‌کند (کریمی و همکاران، ۱۳۹۴).



شکل ۲- مثال موضوعات نمایشی مورد استفاده در مدل SWMM

• داده‌های مورد نیاز مدل SWMM

ورودی‌های مورد نیاز مدل عبارتند از خصوصیات فیزیکی زیرحوضه‌ها، مشخصات شبکه زهکشی و داده‌های هواشناسی و هیدرولوژی منطقه مورد مطالعه که به شرح زیر می‌باشند:

- تعیین مرز حوزه و واحدهای هیدرولوژیک شهری:

برای تعیین مرز واحدهای هیدرولوژیک شهری از نقشه‌های توپوگرافی با مقیاس ۱:۲۰۰۰، نقشه مسیر کانال‌ها، مسیل‌های زهکشی و نقشه بلوک‌های ساختمانی که از اداره کل راه و شهرسازی استان خراسان و شهرداری مشهد دریافت شد، استفاده شد. سپس بر اساس جهت حرکت رواناب روی کلیه معابر، مسیرهای اصلی و فرعی کانال‌ها و جوی‌های آب زیرحوضه‌ها تعیین شد. مساحت، عرض معادل زیرحوضه‌ها و شیب متوسط مستقیماً با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS محاسبه شد و درصد مناطق نفوذناپذیر با استفاده از نقشه کاربری به‌دست‌آمد. مقادیر ضریب زبری در مناطق نفوذپذیر و نفوذناپذیر، ذخیره سطحی در مناطق نفوذپذیر و نفوذناپذیر، درصد مناطق نفوذناپذیر بدون ذخیره سطحی از تلفیق اطلاعات میدانی و نقشه‌های کاربری در نرم‌افزار ArcGIS به‌دست‌آمد.

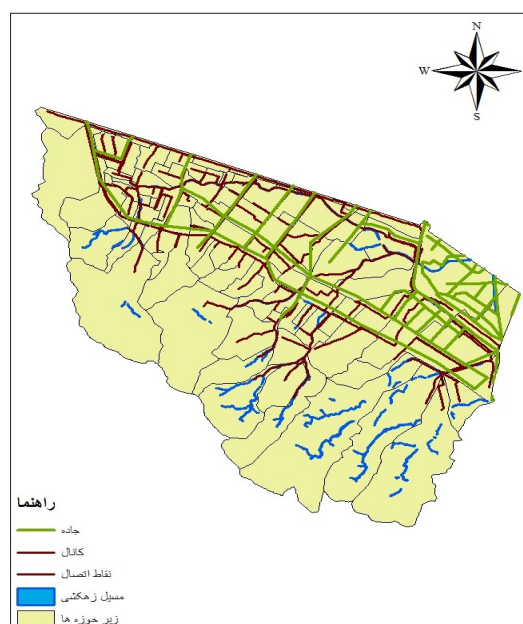
مدل SWMM در صورتی که پارامترهای کافی در داشته باشد انعطاف‌پذیری قابل ملاحظه‌ای دارد.

Chen و همکاران (۲۰۱۰) مدل دو بعدی UIM^۲ را با مدل یک بعدی SWMM برای شبیه‌سازی جریان روسطحی و زیرسطحی برای تهیه نقشه آب گرفتگی ادغام کردند. باتوجه‌به اینکه در این مطالعه مقدار بارندگی و ظرفیت کانال است علت آب گرفتگی می‌تواند نتیجه تمرکز جریان در یک کانال در مدت زمان کوتاه باشد. همچنین نتایج نشان داد ترکیب یک مدل هیدرولوژیکی و هیدرولیکی نتایج بهتری نسبت به استفاده از یک نوع مدل دارد.

مواد و روش‌ها

• منطقه مطالعاتی

این تحقیق در منطقه ۹ شهرداری مشهد به‌دلایلی از جمله ۱- حساسیت به سیل‌خیزی از سمت حوضه‌های بالا دست حوضه‌های آبخیز حصار، گلستان، زشک و جاغرق، ۲- دارای سابقه سیل‌خیزی کمتر از ۴۰ سال، ۳- داشتن کانال‌های تقریباً منظم و ۴- داشتن ایستگاه هیدرومتری انجام شد. در شکل (۱) مختصات جغرافیایی منطقه مورد مطالعه ارائه شده است.



شکل ۱- جهت کانال‌ها و مسیل‌های زهکشی در منطقه

• مدل SWMM

مدل SWMM یک مدل شبیه‌سازی بارش-رواناب پویا با مبنای فیزیکی است که برای شبیه‌سازی‌های تک‌واقع‌ای یا طولانی مدت (پیوسته) کمیت و کیفیت رواناب حوزه‌های شهری مورد

- اطلاعات مجاری سیستم زهکشی:

برای محاسبه خصوصیات مجاری، بازدید میدانی و یادداشت خصوصیات آن مانند طول آبرو، ضریب زبری، شکل مقطع، عرض کف و سطح مقطع الزامی است که در این مطالعه اطلاعات مورد نیاز برداشت شد.

- اطلاعات مورد نیاز اتصالات:

مشخصات اتصالات و محل ورود رواناب هر زیرحوضه به مجاری شبکه زهکشی از طریق بازدید میدانی و مشخصات آن‌ها از قبیل رقوم کف، طول و عرض جغرافیایی و حداکثر عمق اتصالات با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی^۴ مشخص شد.

- اطلاعات هواشناسی و هیدرولوژی:

مقادیر بارش (تک‌واقعه یا پیوسته)، تبخیر ماهانه، سرعت باد و همچنین اطلاعات و پارامترهای برف از جمله این اطلاعات می‌باشد. باتوجه به فرضیات استفاده از مدل در واقع رگباری برخی از اطلاعات ذکر شده تأثیر عمده‌ای بر نتایج مدل نداشته و حساسیت چندانی ندارند. با این وجود این اطلاعات با فرض واقع رگباری و به شکل زیر در مدل جایگزین شد.

باتوجه به فرضیات و امکانات مدل در خصوص دما از انتخاب عدم وجود اطلاعات استفاده شد. از آنجایی که زمان وقوع رگبارهای اندازه‌گیری شده در فصلی بوده که هوا سرد است میزان تبخیر برابر صفر در نظر گرفته شد.

برآورد رواناب در مدل SWMM و سایر مدل‌های جمع‌آوری رواناب شهری بر اساس مقادیر بارش می‌باشد بنابراین اطلاعات ذکر شده از مهمترین و اساسی‌ترین اطلاعات مورد استفاده

مدل هستند. در این مطالعه شش واقعه رگباری برای ارزیابی و واسنجی مدل استفاده شد.

• آنالیز حساسیت مدل SWMM

آنالیز حساسیت هشت پارامتر درصد اراضی نفوذناپذیر، ضریب زبری مانینگ مناطق نفوذناپذیر، ضریب زبری مانینگ در مناطق نفوذپذیر، عرض معادل، ارتفاع ذخیره مناطق نفوذناپذیر، ارتفاع ذخیره مناطق نفوذپذیر، شیب زیرحوضه و درصد مناطق نفوذناپذیر بدون ذخیره سطحی انجام شد. از بین نتایج مختلف مدل SWMM، دبی اوج سیلاب که مؤثرترین پارامتر برآورد سیلاب است به عنوان متغیر وابسته برای بررسی در نظر گرفته می‌شود. برای انجام آنالیز حساسیت از بارش طراحی بادوره بازگشت ۲۵ سال استفاده شد (بدیعی زاده، ۱۳۹۴). هرکدام از هشت پارامتر مطرح شده در تمام زیرحوضه‌ها به مقدار ± 5 ، ± 10 ، ± 15 و ± 30 درصد از مقادیر اولیه کاهش و افزایش داده شد و با تغییر مقدار هر پارامتر مدل اجرا و تأثیر آن‌ها بر دبی اوج سیلاب خروجی حوضه اندازه‌گیری شد.

• واسنجی و اعتبارسنجی مدل SWMM

از چهار واقعه ۱۳۹۳/۱۰/۲۰، ۱۳۹۳/۱۱/۲۶، ۱۳۹۳/۱۲/۲ و ۱۳۹۳/۱۲/۱۵ برای واسنجی مدل و از دو واقعه ۱۳۹۴/۱/۷ و ۱۳۹۴/۱/۱۱ برای ارزیابی مدل استفاده شد. به منظور واسنجی و اعتبارسنجی مدل از هشت پارامتر مهم استفاده شد که پارامترهای اولیه و دامنه تغییرات آن‌ها در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول ۱- مقادیر اولیه و دامنه تغییرات قابل قبول متغیرهای مدل SWMM

متغیر	مقادیر اولیه	دامنه تغییرات مجاز	منبع
درصد مناطق نفوذناپذیر	-	± 30	Temprano و همکاران (۲۰۰۶)
شیب (%)	-	± 30	Temprano و همکاران (۲۰۰۶)
عرض معادل (متر)	-	± 30	Temprano و همکاران (۲۰۰۶)
ضریب زبری مانینگ مناطق نفوذناپذیر	۰/۰۱۳	۰/۰۱۱-۰/۰۳۳	Huber و Dickinson (۱۹۹۲)
ضریب زبری مانینگ مناطق نفوذپذیر	۰/۰۵	۰/۰۲-۰/۸	Huber و Dickinson (۱۹۹۲)
ارتفاع ذخیره مناطق نفوذناپذیر (mm)	۱/۷۷۸	۰/۳-۲/۵	Huber و Dickinson (۱۹۹۲)
ارتفاع ذخیره مناطق نفوذپذیر (mm)	۳/۸۱	۲/۵-۵/۱	Tsihrintzis و Hamid (۱۹۹۸)
درصد مناطق نفوذناپذیر بدون ذخیره سطحی	۱۶	۵-۲۰	Huber و Dickinson (۱۹۹۲)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Q_{sim} - Q_{obs})^2} \quad (6)$$

$$BIAS \% = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim} - Q_{obs})}{\sum_{i=1}^n Q_{obs}} \quad (7)$$

Q_{sim} دبی شبیه‌سازی شده، Q_{obs} دبی مشاهداتی در زمان i ام، Q_{av} میانگین دبی مشاهداتی و n تعداد داده‌ها می‌باشد. مقدار NS می‌تواند مثبت یا منفی باشد و بهترین حالت زمانی است که مقدار آن برابر یک باشد. در صورتی که مقدار NS مثبت باشد بیانگر برتری داده‌های شبیه‌سازی شده نسبت به میانگین داده‌های مشاهداتی است و در صورتی که منفی باشد نشان می‌دهد که خروجی مدل با ماهیت سیستم متناظر نیست (حسین‌زاده و جهادی طرقي، ۱۳۸۶). پایین‌ترین مقدار قابل قبول NS ۰/۵ است و هرچه مقدار NS نزدیک به یک باشد نشان دهنده‌ی بالا بودن دقت شبیه‌سازی است (Santhi و همکاران، ۲۰۰۱). همچنین هر چه مقدار مجذور میانگین مربعات خطا کوچکتر باشد تفاوت داده‌های مشاهده‌ای و برآورد شده کمتر و دقت پیش‌بینی مدل بیشتر خواهد بود. $BIAS^A$ خطای کل در حجم جریان است و مقادیر مثبت و منفی این ضریب نشان دهنده بیشتر یا کمتر بودن متوسط حجم جریان شبیه‌سازی شده توسط مدل نسبت به جریان مشاهداتی است (Dongquan و همکاران، ۲۰۰۹).

• معیار ارزیابی کلینگ-گوپتا

این معیار جدیدترین معیار ارزیابی برای مقایسه هیدروگراف‌های شبیه‌سازی شده و مشاهده شده می‌باشد. (Gupta و همکاران، ۲۰۰۹) ضمن معرفی این شاخص به مقایسه و بررسی مزیت‌های آن با معیار معروف ناش-ساتکلیف پرداختند. این معیار توسط (Kling و همکاران، ۲۰۱۲) به صورت بازبینی شده (KGE') به کار گرفته شد.

$$KGE = \sqrt{(r-1)^2 + (\alpha-1)^2 + (\beta-1)^2} \quad (8)$$

در رابطه ۸، r ضریب همبستگی بین داده‌های شبیه‌سازی و اندازه‌گیری می‌باشد. آلفا نسبت انحراف معیار مقادیر شبیه‌سازی به انحراف معیار مقادیر اندازه‌گیری است. بتا نسبت میانگین مقادیر شبیه‌سازی به میانگین مقادیر اندازه‌گیری (مشاهداتی) است. بهترین مقدار برای معیار ارزیابی کلینگ-گوپتا عدد یک می‌باشد که نشان‌دهنده تطابق کامل هیدروگراف‌ها می‌باشد. در معیار بازبینی شده کلینگ-گوپتا به جای آلفا از گاما استفاده می‌شود که نسبت ضریب تغییرات مقادیر شبیه‌سازی به ضریب تغییرات مقادیر مشاهداتی می‌باشد.

از آنجاکه ایستگاه اندازه‌گیری هیدرومتری جهت اندازه‌گیری دبی در داخل شهر وجود ندارد سرعت و ارتفاع رواناب متناظر با این رگبارها در کانال ۲۵۲۶ با استفاده از خط‌کش رود (Rod) کالیبره و زمان پیمایش آب برداشت شد. این خط‌کش برای اندازه‌گیری سرعت جریان در کانال یا رودخانه استفاده می‌شود. برای اندازه‌گیری سرعت آب در هر نقطه از کانال یا رودخانه خط‌کش رود به حالت عمودی و به شکلی که آب با لبه تیز خط‌کش تماس داشته باشد در بستر نهر یا رود قرار داده می‌شود. در این حالت قسمت مدرج A قرائت می‌شود که بیانگر عمق آب می‌باشد، در صورتی که در این نقطه خط‌کش طوری قرار گیرد که آب با لبه پهن خط‌کش برخورد کند و ارتفاع آب از قسمت B قرائت شود مقدار B بزرگتر از A خواهد شد. تفاضل این دو مقدار (رابطه ۲) پرش یا جهش آبی نامیده می‌شود و بر اساس آن می‌توان سرعت را از رابطه (۱) به دست آورد. مهدوی (۱۳۸۸) در رابطه (۳) که فرمول خط‌کش کالیبره شده (توسط مولینه) برای محاسبه سرعت در خط‌کش Rod است (پارامتر v) جایگزین کرد و سرعت واقعی را به دست آورد. خط‌کش توسط میکرومولینه دانشگاه گرگان با تعداد زیادی اندازه‌گیری هم‌زمان سرعت با خط‌کش و با مولینه در نهرها و کانال‌های شهری کالیبره شده و فرمول خط‌کش به صورت رابطه (۳) تعیین شد. با استفاده از رابطه (۳) سرعت برآوردی با خط‌کش به سرعت مولینه تبدیل می‌شود (بدیعی‌زاده، ۱۳۹۰).

$$v = \sqrt{2 \times gh} \quad (1)$$

$$h = h_2 - h_1$$

$$(2)$$

$$V = 1.0732 \times v \times 0.0385 \quad (3)$$

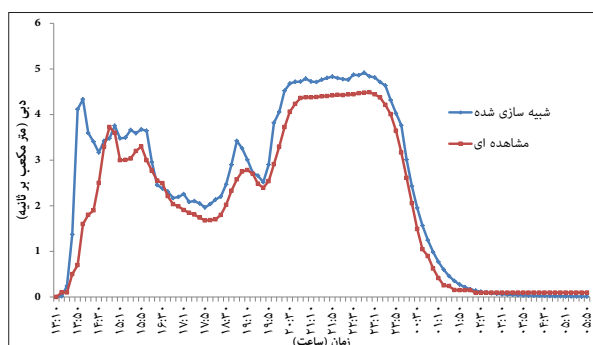
در روابط فوق: v سرعت آب (متر بر ثانیه) و g شتاب جاذبه زمین متر بر مجذور ثانیه و h اختلاف ارتفاع آب در دو طرف خط‌کش به متر و V سرعت با استفاده از خط‌کش رود است.

• شاخص‌های ارزیابی کارایی مدل SWMM

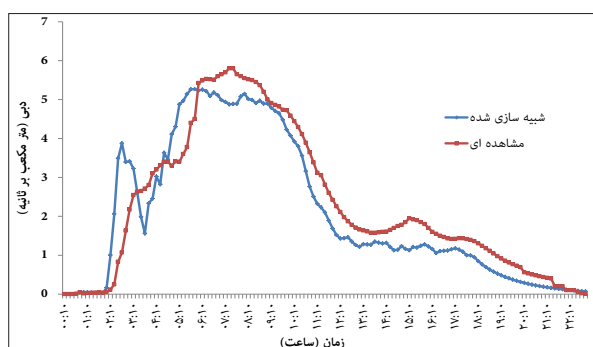
در این مطالعه از شش واقعه نمونه‌برداری صورت گرفت که چهار مورد برای واسنجی و دو مورد برای اعتبارسنجی مدل استفاده شد. از رایج‌ترین روابط ریاضی که در اکثر مطالعات هیدرولوژی شهری از آن‌ها استفاده می‌شود عوامل ضریب ناش ساتکلیف^۵ و مجذور میانگین مربعات خطا^۶ بایاس و معیار ارزیابی کلینگ-گوپتا^۷ می‌باشد. در این تحقیق از چهار معیار ذکر شده برای بررسی صحت واسنجی و اعتبارسنجی مدل استفاده شد.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{av})^2} \quad (5)$$

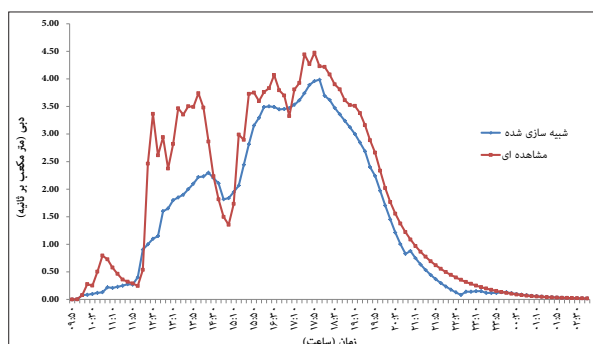
تاریخ بارندگی	معیار Nash	RMSE	% BIAS	KGE
۱۳۹۳/۱۰/۲۰	۰/۸۵	۰/۶	-۱۶/۷۳	۰/۷۶۷
۱۳۹۳/۱۱/۲۶	۰/۸۷	۰/۶۵	۸/۵۶	۰/۸۵۵
۱۳۹۳/۱۲/۲	۰/۸	۰/۵۸	-۲۵/۵	۰/۷۶
۱۳۹۳/۱۲/۱۵	۰/۶۳	۰/۹۱	-۱۲/۵	۰/۶۱



شکل ۳- نتایج واسنجی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبه‌سازی شده دبی برای واقعه اول



شکل ۴- نتایج واسنجی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبه‌سازی شده دبی جریان برای واقعه دوم



شکل ۵- نتایج واسنجی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبه‌سازی شده دبی جریان برای واقعه سوم

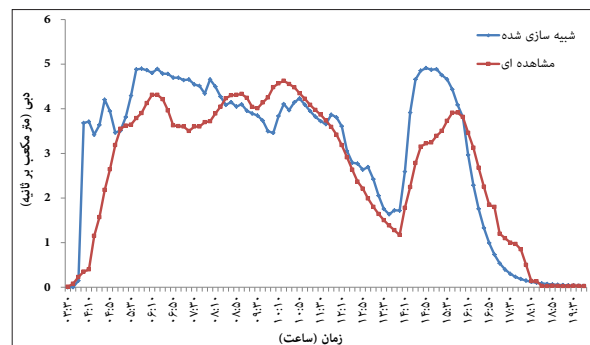
• نتایج مربوط به آنالیز حساسیت پارامترها

واسنجی عبارت است از اصلاح پارامترهای ورودی به نحوی که بهترین برازش را با داده‌های مشاهده‌ای داشته باشد و اعتبارسنجی عبارت است از ارزیابی مدل با عواملی که از طریق واسنجی اصلاح شده است. در بین هشت پارامتر بررسی شده در این مطالعه درصد مناطق نفوذناپذیر، ضریب زبری در مناطق نفوذناپذیر و عرض معادل به ترتیب تأثیر بیشتری در تغییر دبی اوج داشته است (حسین‌زاده و جهادی طرقي، ۱۳۸۶) و با نتایج این تحقیق مطابقت دارد. اگر جریان سطحی به صورت حرکت به سمت پایین شیب باشد (حوضه مستطیلی) در این صورت عرض معادل زیرحوضه، عرض فیزیکی جریان سطحی است و اگر در این حالت درصد مناطق نفوذناپذیر افزایش یابد دبی به اندازه قابل توجه افزایش می‌یابد. به عنوان مثال اگر به مقدار اولیه درصد مناطق نفوذناپذیر در منطقه مورد مطالعه ۳۰٪ افزوده شود مقدار دبی اوج ۳/۷ درصد افزوده می‌شود و اگر به مقدار اولیه ضریب زبری در مناطق نفوذناپذیر ۳۰٪ افزوده شود دبی اوج ۱/۸ درصد کاسته می‌شود. اما اگر به مقدار اولیه شیب ۳۰٪ افزوده شود مقدار دبی اوج ۰/۹۳ درصد افزایش می‌یابد. در مورد ضریب زبری در مناطق نفوذناپذیر و نفوذپذیر افزایش ضریب زبری موجب کاهش دبی اوج می‌شود که دلیل آن این است که با افزایش ضریب زبری سرعت حرکت آب کاهش می‌یابد و زمان تمرکز افزایش می‌یابد ولی زمان پایه هیدروگراف افزایش می‌یابد و از دبی اوج کاسته می‌شود.

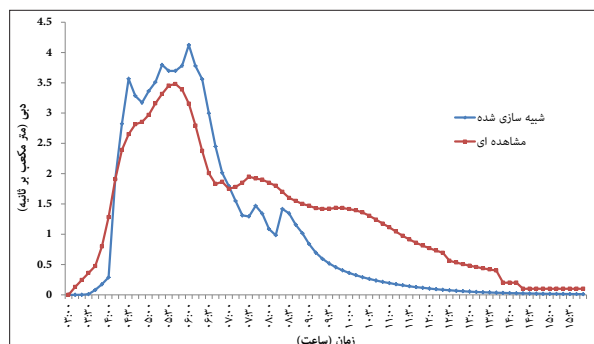
• نتایج واسنجی مدل SWMM

در بخش قبل ذکر شد چهار واقعه ۱۳۹۳/۱۰/۲۰ (واقعه اول)، ۱۳۹۳/۱۱/۲۶ (واقعه دوم)، ۱۳۹۳/۱۲/۲ (واقعه سوم) و ۱۳۹۳/۱۲/۱۵ (واقعه چهارم) برای واسنجی مدل استفاده شد و جهت تجزیه و تحلیل نتایج از عوامل معیار Nash و KGE استفاده شد. اگر در فرایند واسنجی مقدار معیار Nash بیشتر از ۰/۵ باشد نشان‌دهنده این است که فرآیند واسنجی از دقت کافی برخوردار است و نتایج در حد معناداری قابل قبول است (Santhi و همکاران، ۲۰۰۱). نتایج آماری حاصل از فرآیند واسنجی در جدول (۲) ارائه شده است. همچنین هیدروگراف خروجی دبی جریان وقایع در شکل‌های (۳) تا (۶) قابل مشاهده است.

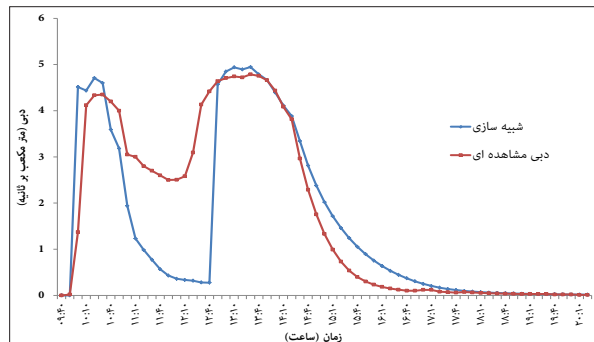
ضریب کلینگ گویا برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از واسنجی مدل SWMM برابر ۰/۷۶، ۰/۸۵، ۰/۷۶ و ۰/۶۱ و برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از ارزیابی مدل SWMM برابر ۰/۷۷ و ۰/۷۴ به‌دست‌آمد. این مقادیر نشان‌دهنده نتایج قابل قبول مدل است. باتوجه‌به شکل‌های (۳) تا (۸) انطباق خوبی بین نتایج شبیه‌سازی و مشاهداتی برقرار است و نشان‌دهنده نتایج قابل قبول مدل می‌باشد. بدیعی‌زاده و همکاران (۱۳۹۴) از مدل مذکور در شبیه‌سازی رواناب شهر گرگان استفاده کردند و بیان نمودند مدل SWMM دقت مورد نیاز برای شبیه‌سازی رواناب سطحی را داشته که با نتایج این تحقیق مطابقت دارد.



شکل ۶- نتایج واسنجی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبیه‌سازی شده دبی برای واقعه چهارم



شکل ۷- نتایج ارزیابی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبیه‌سازی شده دبی برای واقعه پنجم



شکل ۸- نتایج ارزیابی هیدروگراف‌های مشاهداتی و شبیه‌سازی شده دبی برای واقعه ششم

• نتایج ارزیابی مدل SWMM

دو واقعه ۱۳۹۴/۱/۷ و ۱۳۹۴/۱/۱۱ برای ارزیابی مدل استفاده شد و جهت تجزیه و تحلیل نتایج از عوامل معیار Nash و KGE استفاده شد. نتایج حاصل از فرآیند ارزیابی در جدول (۳) ارائه شده است و هیدروگراف خروجی دبی، عمق جریان و سرعت جریان واقعه دوم در شکل‌ها (۷) و (۸) نشان داده شده است.

جدول ۳- نتایج ارزیابی مدل SWMM

تاریخ بارندگی	معیار Nash	RMSE	% BIAS	KGE
۱۳۹۴/۱/۷	۰/۶	۰/۶۱	۲۱/۶۵	۰/۷۷
۱۳۹۴/۱/۱۱	۰/۶۱	۱/۱۴	۱۲/۴۳	۰/۷۴

باتوجه‌به نتایج جدول‌های (۲) و (۳) اگر در فرایند واسنجی و ارزیابی مدل مقدار معیار ناش ساتکلیف بیشتر از ۰/۵ باشد نشان‌دهنده این است که فرایند واسنجی و ارزیابی دقت کافی دارد و نتایج در حد معناداری قابل قبول است. مقادیر RMSE برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از واسنجی مدل SWMM برابر ۰/۶۵، ۰/۵۸، ۰/۹۱ و ۰/۶۱ و برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از ارزیابی مدل SWMM برابر ۰/۶۱ و ۱/۱۴ شد. همچنین مقدار

اولین موضوعی که در مدل‌های هیدرولوژیکی مطرح است تعیین دقیق مرز حوزه و زیر حوزه‌های منطقه مورد مطالعه است. باتوجه به اینکه در حوزه‌های شهری خط الراس و خط القعر مشخصی جهت تعیین مرز حوزه وجود ندارد تعیین مرز در حوزه‌های کوهستانی و شهری بسیار مشکل است اما از یک اصل کلی تبعیت می‌کند که آن تعیین مرز بر اساس خط تقسیم آب است. در این مطالعه DEM دقیقی از منطقه در دسترس نبود و بعد از بررسی میدانی استفاده از نقاط ارتفاعی نقشه کاربری اراضی مرز زیر حوزه‌ها بسته شد. همچنین از سیستم اطلاعات جغرافیایی جهت به‌دست‌آوردن سایر پارامترهای ورودی به مدل‌های بارش-رواناب از جمله مساحت، عرض معادل زیر حوزه‌ها و شیب متوسط و درصد مناطق نفوذپذیر استفاده شد که نتایج قابل قبولی به‌دست‌آمد و این نتایج با نتیجه تحقیقات (Choi و Ball، ۲۰۰۲؛ Seth و همکاران، ۲۰۰۶؛ Dongquan و همکاران، ۲۰۰۹) مطابقت دارد.

زمان تمرکز حوضه به‌عنوان مهم‌ترین عامل انتخاب رگبارهای طرح از منحنی‌های شدت-مدت-فراوانی هر منطقه بوده و در نتیجه از عوامل موثر بر رواناب حداکثر می‌باشد. باتوجه به اهمیت زمان تمرکز در برآورد سیلاب و شکل هیدروگراف سیلاب و نقشی که سیلاب‌ها در تخریب تأسیسات، ابنیه آبی و اماکن مسکونی دارند محاسبه زمان تمرکز در پروژه‌های آب‌خیزداری، سدسازی و هیدرولوژی شهری امری جدی محسوب می‌شود. از طرفی توسعه شهرها، مناطق مسکونی و افزایش مناطق نفوذناپذیر باعث کاهش زمان تمرکز در حوزه‌های شهری شده است اما در بعضی مواقع کاهش شیب و ناکارآمدی سیستم زهکشی باعث افزایش زمان تمرکز شده است. از بین روش‌های مختلف برآورد زمان تمرکز از روش صحرایی با استفاده از خط‌کش Rod کالیبره شده استفاده شده است که در نهایت باتوجه به محاسبات انجام شده زمان تمرکز حوضه برابر با یک ساعت محاسبه شد. همچنین برای محاسبه سرعت از روش خط‌کش Rod کالیبره شده استفاده شد.

در سال‌های اخیر استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) و ترکیب آن با مدل‌های هیدرولوژیکی (Hsu، ۲۰۰۰؛ Todini، ۱۹۹۹؛ Wang و همکاران، ۲۰۰۸) و هیدرولوژیکی در حوزه‌های پیچیده شهری جهت به‌دست‌آوردن نتایج دقیق‌تر افزایش روز افزونی داشته و باعث شده تا GIS نقش کلیدی در مطالعات بارش-رواناب در حوزه‌های شهری داشته باشد. علاوه بر آن گسترش تکنیک‌های GIS و استفاده از ابزارهایی چون نقشه کاربری اراضی، نقشه مناطق نفوذناپذیر، مدل رقومی ارتفاع (DEM)، عکس‌های هوایی دیجیتالی، نقشه

خطوط ارتفاعی و نقشه شبکه زهکشی می‌توانند پارامترهای ورودی برای مدل‌های هیدرولوژیکی و هیدرولیکی را فراهم کنند (Seth و همکاران، ۲۰۰۶). در این تحقیق استفاده از GIS باعث سرعت بخشیدن به محاسبات و شبیه‌سازی‌های مدل شده است.

نتایج حاصل از واسنجی مدل نشان داد که شبیه‌سازی دبی در چهار واقعه بررسی شده، انطباق خوبی دارد و مقدار NS (ناش‌ساتیکلیف) برای واقعه اول تا چهارم به‌ترتیب برابر با ۰/۸۵، ۰/۸۷، ۰/۸ و ۰/۶۳ می‌باشد. همچنین مقادیر RMSE برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از واسنجی مدل SWMM به‌ترتیب برابر ۰/۶، ۰/۶۵، ۰/۵۸ و ۰/۹۱ و مقدار ضریب کلینگ گوپتا برای وقایع شبیه‌سازی حاصل از واسنجی مدل SWMM به‌ترتیب برابر ۰/۷۶، ۰/۸۵، ۰/۷۶ و ۰/۶۱ به‌دست‌آمد. در نتیجه انطباق قابل ملاحظه‌ای بین رواناب شبیه‌سازی شده و مشاهده‌ای وجود دارد که می‌تواند نشان‌دهنده دقت مورد نیاز مدل SWMM، برای شبیه‌سازی رواناب شهری باشد.

این مدل می‌تواند برای طرح‌های مدیریت رواناب شهری و طراحی شبکه زهکشی رواناب شهری در منطقه مورد مطالعه استفاده شود و با یافته‌های (Zoppou، ۲۰۰۱؛ Phillips و همکاران، ۲۰۰۵) مطابقت دارد. علاوه بر این از نتایج به‌دست‌آمده در فرایند واسنجی می‌توان برای برآورد مقدار بهینه پارامترها استفاده نمود و در مناطق دیگر که از لحاظ همگنی مشابه به منطقه مورد نظر هستند استفاده نمود، این نتایج با نتایج (Choi و Ball، ۲۰۰۲) مطابقت دارد.

نتایج ارزیابی مدل SWMM کارایی و دقت مدل را با مقدار NS بالاتر از ۰/۵ تأیید می‌کند. همچنین مقادیر RMSE برای واقعه پنجم و ششم به‌ترتیب برابر ۰/۶۱ و ۱/۱۴ و مقدار ضریب کلینگ گوپتا برای این دو واقعه به ترتیب ۰/۷۷ و ۰/۷۴ محاسبه شد. این نتایج نشان‌دهنده قابل قبول بودن مدل است. همچنین نشان می‌دهد که مدل مذکور قابلیت شبیه‌سازی رواناب سطحی را دارد و کارایی مدل SWMM را برای شبیه‌سازی بارش رواناب در مناطق شهری تأیید می‌کند که با نتایج سایر تحقیق‌ها (بدیعی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۴؛ کریمی و همکاران ۱۳۹۴) مطابقت دارد.

پی‌نوشت

- 1- Storm Water Management Model
- 2- Nash –Sutcliffe
- 3- Urban Inundation Model
- 4- Geographic Information System
- 5- Nash-Sutcliffe

- ban rainfall-runoff modeling using an automatic catchment-discretization approach, (case study in Macau). *Environ Earth Sci*, 59: 465–472.
- Gupta Hoshin V., Harald K., Koray K. Y. and Guillermo F2009. Martinez. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377: 80-91.
- Huber W.C. and Dickinson R.E. 1992. Storm water management model user's manual, version 4. Environmental Protection Agency, Georgia.
- Hsu M.H., Chen S.H. and Chang T.J. 2000. Inundation simulation for urban drainage basin with storm sewer system. *Journal of Hydrology*, 234: 21-37.
- Jang S., Cho M., Yoon J., Yoon Y., Kim S., Kim G., Kim L. and Aksoy H. 2007. Using SWMM as a tool for hydrologic impact assessment. *Desalination*, 212: 344-356.
- Kling H., Fuchs M. and Paulin M. 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology*, 424-425: 264-277.
- Nash J.E. and Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting though conceptual models. Part 1-A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282-290.
- Santhi C., Arnold J.G., Williams J.R., Dugas W.A., Srinivasan R. and Hauck L.M. 2001. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 1169–1188.
- Phillips B.C., Yu S., Thompson G.R. and Silva N. 2005. 1D and 2D Modelling of urban drainage systems using XP-SWMM and TUFLOW, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26.
- Seth I., Soonthornnonda P. and Christensen E.R. 2006. Use of GIS in Urban Storm-Water Modeling. *Journal of Environmental Engineering*, 132(12): 1550-1552.
- Todini E. 1999. An operational decision support system for flood risk mapping, forecasting and management.
- 6- RMSE
- 7- Kling-Gupta
- 8- BIAS
-
- منابع
-
- احمدیان، م. ۱۳۹۱. بررسی رواناب شهری با استفاده از مدل SWMM به منظور کاهش خطر سیل (مطالعه موردی: شهر جدید هشتگرد). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات.
- بدیعی زاده، س. ۱۳۹۰. بهینه سازی شبکه زهکشی شهر گرگان از طریق شبیه سازی رواناب سطحی با استفاده از مدل SWMM، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- بدیعی زاده، س.، بهره مند، ع.ر.، دهقانی، ا.ا. و نوار، ن. ۱۳۹۴. مدیریت سیلاب شهری از طریق شبیه سازی رواناب سطحی با استفاده از مدل SWMM در شهر گرگان. نشریه پژوهش های حفاظت آب و خاک، ۲۲(۴): ۱-۱۶.
- حسین زاده، س.ر.، جهادی طرقي، م. ۱۳۸۶. اثرات گسترش شهر مشهد بر الگوی زهکشی طبیعی و تشدید سیلاب شهری. پژوهش های جغرافیایی، ۶۱: ۱۴۵-۱۵۹.
- عینلو، ف. ۱۳۹۳. اثر تغییر کاربری و توسعه شهری بر تولید رواناب (مطالعه موردی: شهر زنجان). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران.
- قاسمی، ث. و مغربی، م. ۱۳۹۴. حوضچه های تأخیری، راه کاری جهت توسعه و مدیریت پایدار شهری. نشریه سامانه های سطوح آبیگیر باران. ۳(۶): ۱-۱۴.
- کریمی، و.ا.، سلیمانی، ک.، حبیب نژاد روشن، م. و شاهدی، ک.گ. ۱۳۹۴. شبیه سازی جریان در مجاری آب روی زیرزمینی و سطحی با مدل EPA-SWMM (مطالعه موردی: حوزه شهری بابلسر). پژوهش نامه مدیریت حوزه آبخیز. ۶(۱۱): ۱۶۲-۱۷۰.
- مهدوی، م. ۱۳۸۸. هیدرولوژی کاربردی. جلد ۱. انتشارات دانشگاه. دانشگاه تهران. تهران.
- Chen A.S., Hsu M.H., Huang C.J. and Lien W.Y. 2010. Analysis of the Sanchunginundation during Typhoon Aere, 2004. *Natural Hazards*, 56(1): 59-79.
- Choi K.S. and Ball J.E. 2002. Parameter estimation for urban runoff modelling. *Urban Water*, 4: 31-41.
- Dongquan Z., Jining C., Haozheng W., Qingyuan T., Shangbing C. and Zheng S. 2009. GIS-based ur-

- agement. Urban Water, 1: 131-143.
- Wang X., Gu X., Wu Z. and Wang C. 2008. Simulation of flood inundation of Guiyang city using remote sensing, GIS and hydrologic model. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XXXVII. Part B8. 775-778.
- Temprano J., Arango O., Cagiao J., Suarez J. and Tejero I. 2006. Storm water quality calibration by SWMM: a case study in Northern Spain. Water SA, 32(1): 55-63.
- Tsihrintzis V. and Hamid R. 1998. Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. Hydrol Process, 12(2): 311-329.
- Zoppou C. 2001. Review of urban storm water models. Environmental Modelling & Software, 16: 195-231.

A Review on Methods and Models of Surface Water and Groundwater Interaction with Focus on Regional Integrated Models

Z. Mahmoodi^{1*}, A. Bahremand², Kh. Abdollahi³

1,2- Ph.D. Student & Associate Professor, Department of Watershed Management Engineering, Gorgan University of Agriculture Sciences and Natural Resources, Iran. 3- Assistant Professor, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Iran.

*(Corresponding Author Email: Zeinab.mahmoodi68@gmail.com)

Received: 04-11-2017

Accepted: 31-07-2018

مروری بر روش‌ها و مدل‌های برهمکنش آب سطحی-زیرزمینی با تمرکز بر مدل‌های جامع منطقه‌ای

زینب محمودی^{۱*}، عبدالرضا بهره‌مند^۲، خدایار عبدالحی^۳

۱-۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیار، گروه علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۳- استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: Zeinab.mahmoodi68@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۱۳/۰۸/۹۶

تاریخ پذیرش: ۰۹/۰۵/۹۷

Abstract

Surface water (SW) and groundwater (GW) are connected components of the hydrologic system with a dynamic interaction at different local or regional scales. In the first part of this study, the review of principles and general concepts of GW-SW, including the importance of interaction between these two water components is carried out. In the second part, a review of the scientific studies on the interaction of GW-SW at different spatial scales ranging from the point scale to the regional scale is presented. In each of these scales, the differences between the mechanisms of interaction with other scales are investigated and then regional modeling is specifically studied. Regional GW-SW is rarely examined in experimental field studies, which almost exclusively cover small areas. There are various modeling approaches and a few of them can be used in the regional scale but there are still uncertainties about using them. If GW-SW at the regional scale is essentially regarded as the sum of all hydrological processes in a region/catchment, then the most appropriate way to address this seems to be the use of fully coupled, physics-based models. These models attempt to acquire a holistic description of the hydrological cycle and have an ability to connect various processes over a range of spatial and temporal scales. Most authors agree that regional scale integrated modeling is constrained by data availability. Therefore, despite the attractiveness of fully complex schemes, coupling relatively simple models may still provide a suitable approach even if this means an oversimplification in the regional systems.

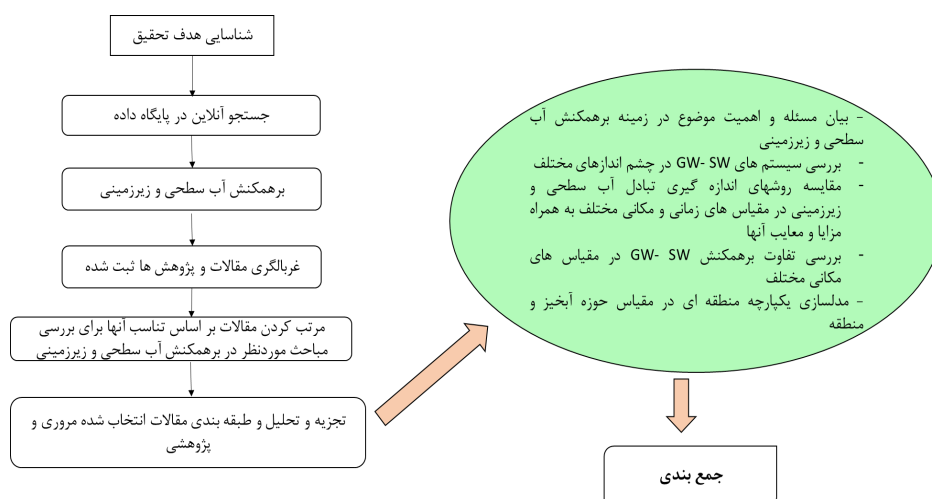
Keywords: Surface water and groundwater interaction, regional scale, Regional modeling.

چکیده

آب‌های سطحی و زیرزمینی در سیستم هیدرولوژی اجزای جدا از هم نیستند و در مقیاس‌های مختلف محلی یا منطقه‌ای دارای برهمکنشی پویا می‌باشند. در بخش اول این تحقیق به مرور مفاهیم و مطالب کلی در زمینه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی پرداخته شده است و در بخش دوم ضمن مروری بر اهداف اصلی و همچنین مطالعات علمی انجام شده در زمینه GW-SW^۱ در مقیاس‌های مختلف مکانی از مقیاس نقطه‌ای تا مقیاس منطقه‌ای بررسی شد. در هر یک از این مقیاس‌ها تفاوت‌های مکانیسم برهمکنش با سایر مقیاس‌ها بررسی و سپس مدل‌سازی جامع منطقه‌ای در مقیاس منطقه‌ای به صورت خاص مطالعه شد. بررسی مطالعات انجام شده در رابطه با GW-SW در مقیاس منطقه‌ای نشان می‌دهد که مطالعات اندکی مستقیماً در این مقیاس انجام شده‌اند. بهترین منبع اطلاعات درباره GW-SW در مقیاس منطقه‌ای، مدل‌سازی جامع است. انواع زیادی از روش‌های مدل‌سازی وجود دارند که برخی از این روش‌ها قابلیت کاربرد در مقیاس منطقه‌ای را دارند اما هنوز کاربردهای واقعی مقیاس منطقه‌ای آن‌ها نادر و دانش در دسترس در این رابطه پراکنده و برای استفاده مشکل می‌باشد. از آنجایی که در مقیاس منطقه‌ای باید برهمکنش به عنوان مجموعه‌ای از فرآیندهای هیدرولوژیکی در یک منطقه در نظر گرفته شود، مدل‌های جامع فیزیک-محور روش مناسبی برای بررسی این موضوع می‌باشند. بیشتر محققان معتقدند مدل‌سازی جامع منطقه‌ای محدود به دسترسی به داده‌ها است و علی‌رغم جذابیت مدل‌های فیزیکی، بهره‌گیری از مدل‌های نسبتاً ساده پیچیدگی‌های سیستم‌های منطقه‌ای را ساده‌سازی می‌نماید.

واژه‌های کلیدی: برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی، مقیاس منطقه‌ای، مدل‌سازی منطقه‌ای.

است. برخلاف تلاش‌های اخیر محققان روی این موضوع، همچنان کمی‌سازی برهمکنش بین دو سیستم مشکل می‌باشد. مشکل نه تنها در فرموله کردن فرآیندها بلکه برای تعیین آن‌ها در مقیاس‌های زمانی و مکانی مختلف ظاهر می‌شود (Winter و همکاران، ۱۹۹۸). در این تحقیق در ابتدا به خلاصه‌ای از مفاهیم کلی در زمینه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی پرداخته شده است، سپس به برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم‌اندازهای مختلف به‌ویژه مناطق کوهستانی، کارستی، یخچالی و مخروط افکنه پرداخته شده است. در انتها برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در مقیاس‌های مختلف (نقطه‌ای، محلی، حوضه آبخیز و منطقه) با تمرکز بر مقیاس منطقه‌ای پرداخته شده است. باتوجه به کمبود مطالعات انجام شده در این زمینه در کشور مرور این مطالعات امری لازم می‌باشد. زیرا باتوجه به موقعیت جغرافیایی و اقلیمی ایران از نظر قرار گرفتن در کمربند خشک و نیمه‌خشک می‌توان بیان کرد مدیریت مؤثر منابع آب تا حدودی به توجه و اندازه‌گیری میزان برهمکنش و اثرات هریک از منابع آب سطحی و زیرزمینی بر یکدیگر وابسته است. در شکل (۱) نمودار جریانی روند مرور نشان داده شده است.



شکل ۱- نمودار جریانی تحقیق

۲- برهمکنش آب زیرزمینی و دریاچه‌ها: خصوصیات هیدرولوژیکی دریاچه به شدت تحت تأثیر جریان سیستم آب زیرزمینی موجود در منطقه است. این ارتباط در ارزیابی بیلان آبی دریاچه نقش اساسی دارد. نحوه برهمکنش دریاچه‌ها با آب زیرزمینی مشابه رودخانه‌ها می‌باشد و تفاوت اصلی آن‌ها بزرگی سطح کف و تراز آب دریاچه است. میزان جریان ورودی از آب زیرزمینی به توپوگرافی حوضه آبخیز و هیدرولوژی منطقه وابسته است.

۳- برهمکنش آب زیرزمینی و تالاب‌ها: تالاب‌ها معمولاً در مناطقی که دبی ورودی از آب زیرزمینی به سطح زمین قابل توجه است یا در مناطقی که دارای مشکل زهکشی دارند رخ می‌دهد. در صورتی که

سامانه‌های برهمکنش آب سطحی و آب زیرزمینی

۱- برهمکنش‌های آب زیرزمینی و رودخانه‌ها: تبادل آب زیرزمینی و آب سطحی در مقیاس وسیع تحت تأثیر نحوه توزیع هدایت هیدرولیکی و اندازه ذرات آن در آبراهه‌ها، رسوبات دشت آبرفتی اطراف رودخانه و شکل و موقعیت آبراهه در دشت آبرفتی کنترل می‌شود. دو حالت اصلی جریان در این سیستم عبارتند از شرایط کاهش‌ی جریان در رودخانه که در آن جریان سطحی به زیرسطحی تبدیل می‌شود (رود کاهنده) و شرایط افزایشی که آب زیرزمینی به داخل رودخانه زهکشی می‌شود (رود زاینده).

مشکل زهکشی وجود داشته باشد تخلیه و پمپاژ آب سطحی به دلیل زهکشی نامناسب لایه‌های زیرین مشکلی را حل نخواهد کرد اما در مناطقی که چشمه‌های آب زیرزمینی آب را به تالاب می‌آورند پمپاژ آبخوان‌های زیرین روی مقدار دبی آب زیرزمینی به تالاب تأثیرگذار خواهد بود (Sophocleous, 2002).

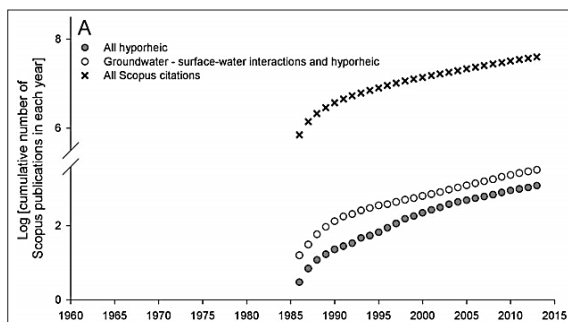
مروری بر توسعه علم برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی طی ۲۰ سال گذشته

تا سال ۱۹۶۰ تحقیقات چندانی بر روی رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها از نگاه ارتباط این منابع با سیستم‌های جریان آب زیرزمینی انجام نشده بود. اولین تحقیق توسط Toth (۱۹۶۳) انجام شد که اثر توپوگرافی، زمین‌شناسی و عوامل اقلیمی در مقیاس نقطه‌ای تا منطقه‌ای بر سیستم‌های جریان آب زیرزمینی را مورد بررسی قرار داد. وی در نهایت الگوهای مکانی برهمکنش‌های آب سطحی و زیرزمینی را ایجاد کرد. Rorabaugh (۱۹۶۴) روشی را برای برآورد اجزای جریان از ذخیره مخزن و خروجی آبخوان توسعه داد. Rushton و Tomlinson (۱۹۷۹) مفاهیمی را برای تشریح مرز مشترک آب زیرزمینی و آب سطحی (زون هایپرئیک) توسعه دادند که به مدل‌های عددی GW در سال ۱۹۸۰ ختم شد و ماژول‌ها و الحاقیاتی شامل کدهایی را برای نمایش دادن بهتر فرآیندهای تبادل آب سطحی و آب زیرزمینی ایجاد کردند. برنامه‌های ابتدایی به‌طوراساسی مرتبط با مدیریت کمی آب بوده و مدل‌هایی را برای ارزیابی سناریوهای مربوطه توسعه دادند. به دلیل مقیاس‌های نسبتاً بزرگ زون‌هایپرئیک و برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در این مدل‌ها به تفکیک مکانی یا دقت تفکیک مشخص مقیاس زمانی و مکانی خاصی نیاز دارد. اولین تلاش‌ها در سال ۱۹۸۰ برای توسعه مدل‌های جامع پیچیده متشکل از مولفه‌های سطحی و زیرسطحی چرخه هیدرولوژیک شکل گرفت و کمبودهای نمایش سیستم‌ها را مشخص نمود.

از سال ۱۹۹۰ فعالیت‌های تحقیقاتی زیادی بر روی برهمکنش‌های آب سطحی و زیرزمینی در طیف‌های وسیعی از هیدرولوژی و هیدروژئولوژی تا مطالعات اکولوژی، بیوژئوشیمی و قوانین و مدیریت محیط‌زیستی انجام شد. بیشتر مدل‌های پیچیده آب‌های سطحی با مدل‌های آب زیرزمینی موجود به هم اتصال داده شدند و یک بخش کاملاً جدید از مدل‌های کاملاً جامع در این بازه زمانی توسعه داده شد که می‌توانستند سیستم‌های آب سطحی و زیرزمینی مرتبط را به عنوان یک توالی شبیه‌سازی کنند. همچنین از سال ۱۹۹۰ یک افزایش انگیزه و علاقه در راستای به کارکردن مقیاس‌های کوچک‌تر فرآیندهای تبدلی GW-SW، فرآیندهای بیوژئوشیمی و عملکردهای اکولوژیکی مرتبط به وجود آمد. به عنوان مثال Brunke و Gonser (۱۹۹۷) بر اهمیت اکولوژیکی زون‌هایپرئیک و ارتباطات

پیچیده بین هیدرولوژی و اکولوژی تأکید کرده است. در شروع این قرن تا سال ۲۰۱۵ مقالات متعددی با مباحثی در بخش‌های مختلف در زمینه برهمکنش‌های GW-SW در بین دانشمندان کشورهای مختلف به چاپ رسید. در شکل (۲) رابطه نمایی تعداد مقالات چاپ شده از سال ۱۹۸۰ نشان داده شده است.

از جمله مطالعات انجام شده در ایران در زمینه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی پژوهش شمسایی و فرقانی (۱۳۹۰) می‌باشد که به تدوین الگوی ماهیانه برداشت از منابع آب سطحی و زیرزمینی پرداختند. زیبایی و همکاران (۱۳۹۲) با استفاده از یک مدل ریاضی در دشت فیروزآباد استفاده تلفیقی از منابع آب سطحی و زیرزمینی را با اعمال محدودیت‌های مدیریتی و هیدرولوژیکی نشان دادند. آذری و همکاران (۱۳۹۲) شبیه‌سازی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در شرایط بهره‌برداری تلفیقی با استفاده از ایجاد اتصال دینامیکی بین منابع آب سطحی و آب زیرزمینی در دشت دز را انجام دادند. فاریابی و چیت‌سازان (۱۳۹۵) برهمکنش رودخانه و آبخوان در بخش شمالی محدوده دزفول-اندیمشک با استفاده از پارامترهای فیزیکی-شیمیایی بررسی نمودند.



شکل ۲- رابطه نمایی تعداد مقالات چاپ شده مرتبط با مطالعات زون هایپرئیک و برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی (Steven, 2015)

باتوجه به بررسی مطالعات انجام شده و تعداد مقالات چاپ شده در این زمینه می‌توان بیان نمود که مدل‌های مفهومی، تجربی و ریاضی زیادی برای مدل‌سازی سیستم‌های آب زیرزمینی-آب سطحی در مقیاس‌های مکانی و زمانی متفاوت مورد استفاده قرار گرفته است که این مطالعات ابزارهایی برای روشن نمودن پویایی فرآیندها در شبیه‌سازی‌های سناریوهای مختلف می‌باشند. با استفاده از دانش به دست آمده از مطالعات مدل‌های موجود برای توسعه مدل‌های مفهومی جدیدتری برای برهمکنش آب سطحی-زیرزمینی استفاده شد. بنابراین تدوین استراتژی‌هایی برای فرآیندهای در مقیاس‌های مختلف سرشاخه، رودخانه و حوضه از چالش‌های تحقیقاتی آینده محسوب می‌شوند. ارتباط آبخوان با رودخانه در آبخوان‌های آبرفتی و ترکیبات ناهمگن زمین‌شناسی در مقیاس‌های مختلف در مدل‌های برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی از چالش‌های دیگر به شمار می‌رود.

بررسی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم‌اندازهای مختلف

برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم‌اندازهای مکانی مختلف به فیزیوگرافی و ویژگی‌های اقلیمی آن‌ها وابسته است. به عنوان مثال یک جریان رودخانه‌ای در اقلیم مرطوب ممکن است از آب‌زیرزمینی دریافتی داشته باشد اما همین جریان در منطقه‌ای با فیزیوگرافی یکسان و اقلیم خشک ممکن است به عنوان تغذیه کننده آب‌زیرزمینی عمل نماید. در ادامه برای بررسی دقیق‌تر برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم‌اندازهای مخروط‌افکنه‌ای، کارستی، کوهستانی، رودخانه‌ای، ساحلی و یخچالی مطالعه شد.

• **مخروط‌افکنه:** مخروط‌افکنه‌ها در بیشتر نواحی کره زمین نقش مهمی در سیستم رسوبی کوهستانی و ژئومورفولوژی دارند و محل ته‌نشست بخش بزرگی از رسوبات می‌باشند که با اندازه‌های مختلف از حوضه‌های آبخیز خود سرچشمه می‌گیرند. این مجموعه‌های رسوبی ممکن است متناسب با حجم، دبی آب و رسوب، عوامل اقلیمی، تغییرات شیب، سطح اساس و عوامل تکتونیکی در ابعادی کوچک تا بسیار بزرگ به وجود آیند. فرآیندهای تبدیلی آبخوان در مخروط‌افکنه‌ها می‌تواند به دو حالت باشد:

۱- جریان آب‌زیرزمینی از طریق بستر رودخانه وارد رودخانه می‌شود (رودخانه زاینده)

۲- آب رودخانه از طریق رسوبات به آب‌زیرزمینی نفوذ می‌کند (رودخانه کاهنده).

نکته قابل توجه در رابطه با مخروط‌افکنه‌ها، شناسایی آن‌ها به عنوان مناسب‌ترین پدیده‌های زمین‌شناسی برای تغذیه مصنوعی و پخش سیلاب می‌باشند. در مناطق خشک مساحت رخساره‌های فرسایش آبراهه‌ای و مخروط‌افکنه‌ای که عرصه‌های وسیعی از مناطق خشک و بیابانی کشور را تشکیل می‌دهند اهمیت دارد. بهره‌برداری بیش از حد از سفره‌های آب زیرزمینی موجود به مدیریت دوچندان در این بخش برای تغذیه مصنوعی نیاز دارد. در انجام پروژه‌های تغذیه مصنوعی مخروط‌افکنه‌ها باید به عنوان راهکاری در بهره‌برداری و مدیریت بهینه در این مناطق برای برنامه‌ریزی جهت استفاده از سیلاب‌های فصلی لحاظ شوند.

• **کارست:** در اغلب نواحی کارستی جریان‌های سطحی و رودخانه‌های زیرزمینی هم‌زمان توسعه می‌یابند. در این میان جریان رو زمینی در مقیاس منطقه‌ای می‌تواند از نوع سطحی به جریان زیرزمینی و برعکس تبدیل شود. علاوه بر این هنگامی که تبادل جریان سطحی و زیرزمینی اتفاق می‌افتد همه جریان به داخل حوضه کارستی برگشت داده نمی‌شود و بخشی از آن به صورت چشمه ظاهر شده و به حوضه‌های دیگر منتقل می‌شود (White, 1998). در آبخوان‌های کارستی ساحلی، تحت این شرایط مقداری از جریان ممکن است به داخل دریا جریان یابد و به صورت چشمه‌های زیردریایی ظاهر

شود. این امر باعث پیچیدگی بیشتر هیدرولوژی کارست می‌شود. در نواحی کارستی به دلیل پوشش گیاهی متفرق کم‌پشت و رخنمون سنگ‌های بدون پوشش خاک، میزان تبخیر و تعرق نسبتاً زیاد است. در این نواحی سطح آب‌زیرزمینی مشخصی وجود ندارد. معمولاً در آبخوان‌های آبرفتی هیدرولوژی آب‌زیرزمینی در یک محیط متخلخل بررسی می‌شود اما در کارست جریان آب‌زیرزمینی با آبرفت متفاوت است و نمی‌توان آن را مانند محیط‌های متخلخل آبرفتی بررسی نمود. لذا مفاهیم متداول در مورد آبرفت‌ها مانند ضریب آبرفتی در کارست کاربرد زیادی نداشته و یا کاربرد آن خیلی محدود است. لذا کاربرد قانون دارسی در این محیط‌های کارستی مناسب نمی‌باشد (Ford و Williams, 2007).

• **زمین‌های کوهستانی:** هیدرولوژی مناطق کوهستانی به واسطه بارندگی بسیار متغیر و حرکت سریع آب از شیب‌های تند متمایز می‌شود. منافذ ماکرو ایجاد شده به وسیله میکروارگانیسم‌ها و چشمه‌های تشکیل شده در دامنه شیب‌های کوهستانی، ظرفیت انتقال جریان زیرسطحی در شیب‌های پایین را تسریع می‌کند. علاوه بر این برخی از انواع سنگ‌های زیرین خاک ممکن است هوازه یا شکسته شده باشد و مقدار جریان قابل توجهی را از طریق لایه زیرسطحی انتقال دهند. اما یکی از عوامل مهم در مناطق کوهستانی که در برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی نقش مهمی دارد ذوب برف می‌باشد. برف از اشکال مهم بارش در چرخه هیدرولوژی مناطق کوهستانی می‌باشد که در تأمین آب شرب و کشاورزی به صورت جریان‌های تاخیری در فصول پرآبی، جریان‌های کمینه در فصول کم‌آبی و تولید انرژی نقش مهمی را ایفا می‌کند. اثر تاخیری برف در جریان و هیدرولوژی رودخانه مهم است زیرا رواناب حاصل از ذوب برف طی بهار و تابستان باتوجه به نقش تاخیری آن، منبع اصلی تغذیه سفره‌های آب‌زیرزمینی می‌باشد. در برخی موارد به دلیل هم‌زمانی حضور برف با بارش‌های مایع بهار به بروز سیلاب‌های مخرب با حجم جریان بیش از ظرفیت رودخانه‌ها رخ می‌دهد که علاوه بر خسارت زیاد موجب هدررفت آب مورد نیاز برای اهداف آبیاری، شرب و تولید انرژی خواهد شد. جهت بررسی شرایط ذوب برف عناصر هیدروکلیماتیک مختلفی مانند دمای محیط، وزش باد گرم، بیلان انرژی، نقطه شبنم، باران و آب محتوای برف دخالت دارند. از بین متغیرهای مذکور عامل دما در ذوب برف نقش اصلی دارد. پوشش برف معرف میزان آب ذخیره شده در حوضه‌های کوهستانی است و این عامل در مدل‌سازی‌های باد مورد توجه قرار می‌گیرد.

• **چشم‌اندازهای یخچالی:** یخچال‌ها یکی از منابع آبی مهم در چرخه هیدرولوژیک به شمار می‌روند. سیستم‌های منابع آب کوهستانی مرتفع به طور خاصی نسبت به تغییر اقلیم حساس هستند. رژیم هیدرولوژیک چنین مناطقی به شدت تحت تأثیر تجمع آب به صورت برف و یخ و فرآیندهای ذوب مربوط به آن است. افزایش درجه حرارت می‌تواند به طور قابل توجهی بر رژیم هیدرولوژیکی و منابع

آب تأثیر داشته باشد. یخچال یک توده یخی سطحی روی زمین است که تحت تأثیر جاذبه در سراسری جریان می‌یابد و توسط تنش و اصطکاک داخلی در پایین و کناره‌ها فشرده می‌شود. به‌طور کلی یخچال‌ها با جمع شدن برف‌ها در ارتفاعات خیلی بالا شکل گرفته و از طریق ذوب شدن در ارتفاعات پایین و یا با تخلیه به سمت دریاچه‌ها متعادل می‌شوند. توزیع یخچال‌ها در ابتدا تابعی از دمای متوسط سالانه و میزان بارش تجمعی متأثر از عوارض زمین است. به‌عنوان مثال میزان خالص تشعشعات یا الگوی تجمع. بررسی وضعیت یخچال‌ها با اندازه‌گیری تغییرات طولی و بیلان (تبادل-ذخیره) توده یخچال انجام می‌گیرد (WGMS و UNEP، ۲۰۰۸). نحوه تشکیل یخچال‌ها به‌صورت انباشت لایه‌های ضخیم برف و تبدیل به یخ‌های انباشته یخچالی است که فرآیند پیچیده‌ای را طی می‌کند. این فرایند بیشتر از سایر پارامترها تحت تأثیر خورشید، تصعید و در نهایت فشار فزاینده قرار می‌گیرد. یخچال‌های طبیعی بسته به میزان توسعه‌یافتگی، شکل و ارتباط بین منبع تغذیه و محدوده تخلیه آن‌ها

تغییر اقلیم و برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی

تغییر اقلیم یک پدیده پیچیده اتمسفری-اقیانوسی در مقیاس جهانی و درازمدت محسوب می‌شود. این پدیده متأثر از عواملی چون فعالیت‌های خورشیدی، آتشفشان‌ها، اقیانوس‌ها و درصد گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر است که دارای اثرات متقابلی می‌باشند و منجر به دگرگونی در وضعیت آب و هوا شده است. به‌طور کلی تغییر اقلیم روند جدیدی را در اقلیم جهانی موجب می‌شوند. مدل‌های گردش عمومی جو، آینده گرم‌تری را برای کره زمین پیش‌بینی می‌کند. از طرفی منابع آب زیرزمینی همواره یکی از مهمترین منابع آبی در مناطق خشک محسوب می‌شود که مدیریت و بهره‌برداری این منابع بدون شناخت آن‌ها امکان‌پذیر نمی‌باشد. شناخت و بهره‌برداری اصولی از منابع آب زیرزمینی به‌ویژه در مناطق خشک می‌تواند در توسعه پایدار فعالیت‌های اجتماعی و اقتصادی آن منطقه نقش مؤثری داشته باشد. از آنجایی که مهمترین منبع تغذیه‌کننده آب زیرزمینی رودخانه‌ها هستند بنابراین با کاهش حجم آب و بارندگی یا خشک شدن آب رودها بر اثر خشکسالی سطح آب‌های زیرزمینی نیز کاهش پیدا می‌کند.

مهمترین تأثیر تغییر اقلیم نوسانات در میزان آب‌های سطحی و کیفیت آن‌ها می‌باشد که کاهش بالقوه و کمیت منابع آب زیرزمینی را به همراه دارد. از آنجایی که آب‌های زیرزمینی منبع اصلی آب آشامیدنی برای مصرف انسان و آبیاری تولیدات کشاورزی در سراسر جهان می‌باشند این موضوع یک نگرانی جدی برای مدیران آب و دولت محسوب می‌شود. با توجه به اینکه لایه‌های آبدار زیرزمینی عمدتاً از بارش یا از طریق برهمکنش با

به انواع مختلف تقسیم می‌شوند. مهمترین نوع آن یخچال کوهستانی است که یخچال‌های طبیعی ایران در این دسته قرار می‌گیرند. سهم چشمگیر ذوب یخچال در مشارکت در جریان‌های آبراهه‌ای تأثیر کاهش یخچال‌ها بر اکوسیستم و تأمین آب، به‌خصوص در فصول گرم و دوران‌هایی که از تراکم برف کاسته می‌شود، می‌باشد. درصد زیادی از منابع آب کشور از ذخایر برفی در یخچال‌های کوهستانی تأمین می‌شوند. در کشور ما که در ناحیه خشک و نیمه‌خشک واقع شده و تاریخچه‌ی مشخصی از وقوع خشکسالی‌های پیاپی دارد مرور مطالعات انجام‌شده در یخچال‌های کوهستانی ایران در برآورد میزان آب معادل ناشی از ذوب یخ در جریان رودخانه‌ها و بررسی تداوم این منابع در دوره‌های خشکسالی بسیار حیاتی است. برنامه‌ریزی در جهت تخصیص صحیح منابع و مدیریت بحران‌های آبی محتمل پیش‌رو با توجه به افزایش جمعیت و رشد روز افزون تقاضای آب بدون اقدام در جهت فراگیر شدن مطالعاتی از این دست امکان‌پذیر نخواهد بود (Corinna و همکاران، ۲۰۰۸).

آب‌های سطحی تغذیه می‌شوند تأثیر تغییر اقلیم بر بارش و آب سطحی و در نهایت بر سیستم آب زیرزمینی اثر خواهد گذاشت. همچنین تغییر اقلیم به‌صورت مستقیم بر منابع آب سطحی از طریق تغییر در متغیرهای اصلی بلند مدت اقلیم مانند بارش، دما و تبخیر تأثیر می‌گذارد اما تعیین رابطه بین متغیرهای تغییر اقلیم و آب زیرزمینی پیچیده‌تر و مشکل‌تر می‌باشد. بنابراین بررسی اثر تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی نه تنها به پیش‌بینی قابل اطمینان از تغییرات متغیرهای اساسی اقلیمی نیاز دارد بلکه به تخمین دقیق تغذیه آب زیرزمینی نیازمند است. تعیین مقدار تغذیه برای بهبود استراتژی مدیریت موثر حوضه آبخیز مهم است زیرا می‌تواند حفاظت منابع آب زیرزمینی را از تغییر اقلیم و سایر مشکلات مانند شهرسازی تضمین کند. انتقال بیشتر آلاینده‌های آب زیرزمینی در لایه اشباع به‌عنوان بخشی از فرآیند تغذیه رخ می‌دهد به این ترتیب تغذیه آب زیرزمینی از جهت خصوصیات که آسیب‌پذیری لایه آبدار را تعیین می‌کند ضروری است. در مناطقی که لایه آبدار زیرین به‌صورت گسترده برای مقاصد آب شرب بهره‌برداری می‌شود نیز مهم می‌باشد. مناطقی که کمترین تغذیه آب زیرزمینی را دارند در صورتی می‌توانند برای محل دفن زباله‌های شهری و ضایعات هسته‌ای و سایر ضایعات خطرناک مورد استفاده قرار گیرد که کمترین آسیب آلودگی به لایه آبخوان زیرین را داشته باشد (Zhuoheng و همکاران، ۲۰۰۴). بررسی‌های انجام شده نشان می‌دهد که مطالعات کمتری روی تأثیر تغییر اقلیم بر تغذیه آب زیرزمینی انجام شده و اکثر مطالعات صورت گرفته به بررسی اثرات تغییر اقلیم بر تراز آب زیرزمینی مربوط می‌شود.

بهره‌برداری و پایداری محیط‌زیست اشاره می‌کند. نهادهای تخصیص دوباره آب نقش مهمی در این موضوع دارند و در صورتی که آب سطحی و زیرزمینی جداگانه مدیریت شوند مشکلاتی ایجاد خواهد شد. این مدیریت باید به صورت هم‌زمان و بر اساس موقعیت مکانی انجام شود. در حال حاضر برای تغییر به سمت مدیریت تلفیقی انگیزه‌های زیادی وجود دارد.

روش‌های مورد استفاده در اندازه‌گیری برهمکنش آب‌های سطحی و زیرسطحی

هیدروژئولوژیست‌ها و هیدرولوژیست‌های آب‌های سطحی توجه ویژه‌ای به ارتباط و برهمکنش بین آب سطحی و زیرزمینی از دیدگاه‌های مختلف دارند. در مطالعات تکنیک‌های خاصی از شناسایی و اندازه‌گیری جریان‌های تبادلی وجود دارد که نظمی نسبی به روش کار محققان هیدرولوژیست می‌دهد. هدف اصلی از کنار هم قرار دادن جوانب و دیدگاه‌های مختلف مطالعه سیستم رودخانه-آبخوان به عنوان یک واحد از کل (چرخه) می‌باشد. طیفی از تکنیک‌های در دسترس برای تعیین برهمکنش‌های بین آب‌های سطحی و زیرزمینی توسعه یافته است و با توجه به اهداف مطالعه روش‌هایی متناسب با مقیاس زمانی و مکانی برای انتخاب فراهم می‌آورد. روش‌های مختلفی برای کمی کردن و اندازه‌گیری شار تبادلی بین سیستم‌های آب سطحی و زیرزمینی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در جدول (۱) چندین روش اندازه‌گیری نشت از بستر جریان به همراه مقیاس زمانی و مکانی و همچنین مزایا و معایب آن آورده شده است.

نشت سنج‌ها تنها ابزارهایی هستند که به طور مستقیم شار تبادلی مخازن آب سطحی و زیرزمینی را اندازه‌گیری می‌کنند. نشت سنج‌ها تکنیک‌های ساده‌ای دارند اما به دلیل مشکلات نصب و اجرای آن‌ها در عملیات میدانی عدم قطعیت‌های زیادی در اندازه‌گیری ایجاد می‌کنند. اندازه‌گیری‌های تراز آب زیرزمینی با استفاده از پیژومترها و گمانه‌ها در بستر رودخانه یا نزدیک بستر می‌تواند محاسبات جریان‌های عمودی را انجام دهد اما برآورد دقیق جریان زون‌های پیریک به علت اندازه‌گیری هدایت هیدرولیکی با مشکل مواجه است. پیژومترها در بستر رودخانه‌ها نصب می‌شوند اما مستعد آبشویی و خسارت توسط سیل‌ها و جریان‌های گلی هستند. روش‌های دیگر غیرمستقیم محاسبه شار تبادلی بین آب زیرزمینی و سطحی شامل اندازه‌گیری‌های دبی دیفرانسیل، مدل‌سازی عددی و استفاده از ردیاب‌های محافظتی مانند رنگ، نمک و سایر ایزوتوپ‌های پایدار می‌باشد. همچنین سنجش از دور روش نسبتاً جدیدی را در این زمینه پیشنهاد کرده است که برآورد کیفی توزیعی پیوسته از شار تبادلی زون‌های پیریک را فراهم می‌کند. حرارت نیز به عنوان یک ردیاب برای محاسبه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی استفاده می‌شود.

برهمکنش آبیاری و آب زیرزمینی را می‌توان با استفاده از معادله بیلان آبی تشریح نمود. بیلان آب شامل جریان ورودی (آبیاری و باران)، خروجی (زهکشی و رواناب) و تغییرات ذخیره (سطح سفره آب) می‌باشد. اما چگونه این بیلان مدیریت شود که به طور مؤثر قابلیت دسترسی و کیفیت آب زیرزمینی و کلیه مصارف آب در هردو بخش آب سطحی و زیرزمینی را در استفاده تلفیقی از آب تنظیم نماید؟ کیفیت آب فاکتور بسیار مهمی در این رابطه می‌باشد به طوری که آب با کیفیت بد اثرات منفی زیادی بر کشاورزی و سلامت انسان و محیط می‌گذارد و به راحتی می‌تواند آب شیرین را به آب بی‌کیفیت تبدیل نماید. غرقاب شدن و شورشیدن دو مسئله اصلی هستند که در رابطه سیستم‌های آبیاری و منابع آب مشکل ایجاد می‌کنند. این مشکل عمدتاً مربوط به عدم وجود زهکش‌ها می‌باشد. بنابراین سامانه‌های آبیاری باید به درستی مدیریت شوند. آبیاری با آب رودخانه مانع از جریان طبیعی آب می‌شود در نتیجه با تحمیل بیلان آبی جدید بیلان طبیعی آب زیرزمینی هم تغییر خواهد کرد. آبیاری نمک‌ها، آب را به صورت غیرطبیعی به محل‌های دیگر می‌آورد بنابراین بیلان آب زیرزمینی به طور قابل توجهی تحت تأثیر آبیاری تغییر می‌کند. به همین دلیل از ابتدای زمان آبیاری وجود زهکشی ضروری می‌باشد. هنگامی که سطح سفره آب خیلی بالا باشد مشکل زهکشی وجود دارد و هنگامی که خیلی پایین باشد ممکن است خاک به اندازه کافی مرطوب نشود بنابراین سفره آب زیرزمینی باید به دقت مدیریت شود. رطوبت خاک برای فرآیندهایی مانند تثبیت نیتروژن اهمیت زیادی دارد گاهی تنظیم سطح آب زیرزمینی ممکن است با تنظیم آبیاری حاصل شود. هنگامی که آب سطحی کاهش پیدا می‌کند راندمان آب زیرزمینی بالا می‌رود و تلفات نفوذ عمقی و نشت کانال‌ها سطح آب زیرزمینی را بالا می‌برد. مشکل این است که در هر مترمربع شرایط با سایر مناطق متفاوت می‌باشد، به عنوان مثال زمین‌شناسی یک فاکتور مهم است. هنگامی که یک منطقه دارای سازند زمین‌شناسی سخت باشد ویژگی‌های آبخوان باید به خوبی شناسایی شوند. به عنوان مثال اگر لایه‌های غیرقابل نفوذ وجود داشته باشد هنگامی که نوع خاک به آسانی زهکشی نشود زمین‌های اطراف تبدیل به یک تشتک تبخیر می‌شوند (Born, 2011).

در بسیاری از سیستم‌های آبیاری هنگامی که آب سطحی کافی نباشد، کشاورزان به سمت آبیاری با آب زیرزمینی می‌روند. آبیاری آب سطحی و زیرزمینی به هم پیوسته هستند و برای مدیریت آب هردو منبع باید در نظر گرفته شوند. استفاده تلفیقی می‌تواند باعث بهبود امنیت و زمان‌بندی بهتر آب شود که مانع از غرقاب شدن و شورشیدن زمین‌ها و در نتیجه کاهش محصول خواهد شد. برای بهره‌وری از سود کامل استفاده تلفیقی باید مدیریت به درستی انجام شود. مدیریت تلفیقی به تلاش‌های طرح ریزی شده برای بهینه‌سازی حق

جدول ۱- مقایسه روش‌های اندازه‌گیری میزان نشت از بستر جریان (Christine و همکاران، ۲۰۰۶)

روش	مقیاس مکانی	مقیاس زمانی	مزایا	معایب
نشت‌سنج	$\text{Cm}^2 - \text{m}^2$	از چند ساعت تا چند روز (تا یک ماه)	اندازه‌گیری مستقیم مقدار نشت؛ ارزان و آسان برای استفاده در زمان‌های مختلف	اندازه‌گیری نقطه‌ای (در زمان و مکان)، خطاهای ناشی از نصب و استقرار نشت‌سنج
پیزومتر	$\text{Cm}^2 - \text{m}^2$	ثانیه تا دقیقه	ساده، ارزیابی دقیق گرادیان هیدرولیکی	اندازه‌گیری نقطه‌ای (در زمان و مکان)، حجم کار بالا هنگام نصب پیزومتر
دمای بستر جریان	$\text{Cm}^2 - \text{m}^2$	ثانیه تا دقیقه	نسبتاً ارزان، اندازه‌گیری‌های دمایی دقیق، قابلیت اندازه‌گیری میزان نفوذ و جهات آن	اندازه‌گیری نقطه‌ای (مکان)، عدم توانایی برای جدا کردن جریان زیرسطحی از مقدار تغذیه
اندازه‌گیری تغییرات یا گرادیان دبی	$10\text{m}^2 - \text{Km}^2$	ساعت (بیشتر از ماه تا سال)	ساده، اندازه‌گیری مستقیم حجم آب جریان، محاسبه بیلان جرمی آب	حجم کار بالا، مشکل بودن هنگام جریان کم یا آشفته، برای ایجاد منحنی سرعت در همه مناطق باید تبخیر و جریان ورودی و خروجی را محاسبه کرد.
تزریق ردیاب	$10\text{m}^2 - \text{Km}^2$	ساعت تا روز	اندازه‌گیری هدررفت و جریان‌های جانبی داخلی در کل شاخه	اندازه‌گیری نقطه‌ای (زمان)، عدم تشخیص جریان زیرسطحی از هدررفت (تلف شده)، اثرات جذب ردیاب

تفاوت‌های مفهومی GW-SW در مقیاس‌های مکانی مختلف

• انواع مقیاس

مقیاس نقطه‌ای به‌عنوان کوچک‌ترین ساختار فضایی که برای مطالعه GW-SW به‌صورت میدانی استفاده شود، تعریف می‌شود. مقیاس محلی به‌اندازه‌ای هست که برهمکنش یک رودخانه با آبخوان مورد مطالعه، واقع شود. مقیاس حوضه یا حوضه به سطوح مطالعه‌ای اشاره می‌کند که تمامی حوضه‌های کوچک را در بر می‌گیرد. مقیاس منطقه‌ای برای حوضه‌های با اندازه ۱۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ کیلومتر مربع به‌کار می‌رود.

• ویژگی‌های مقیاس نقطه‌ای

فرآیندهای فیزیکی-زیستی و شیمیایی در منافذ باز مرز بین آب سطحی و آبخوان با استفاده از مقیاس نقطه‌ای به‌صورت دقیق و جزئی بررسی می‌شود که ویژگی اصلی این مقیاس می‌باشد. بنابراین تشریح فرآیند کمی‌سازی برهمکنش بر اساس قوانین ابتدایی مکانیسم سیالات به آسانی در این مقیاس امکان‌پذیر است. محرک‌های اصلی برهمکنش‌های GW-SW، گرادیان‌های فشار در داخل و بین مخازن آب سطحی و زیرزمینی می‌باشند. در این مقیاس تعیین ویژگی‌های خاص برهمکنش با استفاده از اندازه، توزیع و شکل منافذ و اتصال آبخوان و بستر جریان انجام می‌شود. با این حال تحقیقات جزئی و دقیق‌تر می‌توانند در این مقیاس مورد بررسی گیرند. در این دامنه منحصر به فرد فرآیندهای ابتدایی می‌توانند با دقت کافی مشاهده و بررسی شوند اما نمی‌توان تمام فرآیندهایی که در یک آبخوان اتفاق می‌افتد را بررسی نمود. زیرا برای بررسی تمام فرآیندها باید کلیه عوامل از جمله شرایط مرزی در نظر گرفته شود.

شرایط مقیاس نقطه‌ای می‌تواند برای نشان دادن مفاهیم اصلی GW-SW مورد استفاده قرار گیرد. به‌عنوان مثال شار تبادلی بین آب سطحی و زیرزمینی که با استفاده از اختلاف هد هیدرولیکی و یک ضریب که هدایت هیدرولیکی از لایه‌های پایینی رودخانه را تشریح می‌کند

اندازه‌گیری می‌شود. یک اصل ساده و واضح در پشت این مفهوم، قانون دارسی است. در این قانون جریان در مرز مشترک بین آب سطحی و زیرزمینی با استفاده از ضریب ثابت نشت بستر جریان و اختلاف تراز هیدرولیکی به‌دست می‌آید. این مفهوم به‌طور گسترده در تشریح سیستم‌های آب زیرزمینی و سطحی در رویکردهای مدل‌سازی استفاده می‌شود. با وجود واضح بودن این مفهوم اما ضریب نشت در همه مکان‌ها و زمان‌ها قابل اندازه‌گیری نبوده و رابطه‌ای واضح و دقیق برای تعیین آن وجود ندارد. بنابراین با استفاده از مدل‌سازی معکوس توام با پارامترهای دیگر مانند هدایت هیدرولیکی آبخوان‌ها یا در برخی موارد تغذیه آب زیرزمینی محاسبه می‌شود. این ضریب یک پارامتر واسنجی شده مدل‌سازی است که صحت‌سنجی آن دشوار است از طرفی محدودیت‌های مشاهدات میدانی نشان‌دهنده یک ضعف قابل توجه از مفاهیم مدل‌سازی تجربی می‌باشد. بنابراین یک فایده از مفاهیم مدل‌سازی فیزیکی یا طرح‌های با اتصال کامل این است که به ضریب تبادل وابسته نیستند. همچنین با بزرگ‌تر شدن مقیاس‌ها، این مفهوم در برخی موارد نادیده گرفته می‌شود اما برای تمرکز بیشتر باید به‌طور پیوسته فاصله از بستر رودخانه بیشتر شود و کلیه فرآیندها در مناطق مجاور، بیشتر مورد توجه قرار گیرد.

• ویژگی‌های مقیاس محلی

مقیاس محلی (یا مقیاس شاخه) یک مقطع بزرگ‌تر رودخانه با دشت سیلابی آن و واحدهای زمین‌شناسی مجاور را دربرمی‌گیرد. تفاوت اصلی آن با مقیاس نقطه‌ای این است که فرآیندهای پایه و اساسی آن نمی‌تواند در روش‌های مجزا تشریح شوند و راه دیگری نیز برای جمع‌آوری برخی مشاهدات مورد نیاز وجود ندارد. در این مقیاس محدودیت‌های عملی زیادی وجود دارد که نباید فراموش شود، این جمله به این معنی است که فرآیندهای اساسی مانند تغییرات یا از بین رفتن ارتباطات را نمی‌توان نادیده گرفت اما در عمل به پارامترهای موثر نیاز است. بعضی از نتایج ریاضی نیاز به جمع‌بندی و یا تعمیم دارند.

در عمل مفهوم GW-SW با استفاده از اختلاف هد آب سطحی و زیرزمینی و یک ضریب نشت کنترل می‌شود. چالش‌های موجود در این بخش ناهمگنی‌های مکانی و زمانی بزرگ مقیاس می‌باشد. از سوی دیگر هنوز هم ممکن نیست محاسبه بیلان برای مخازن آب‌های زیرزمینی و سطحی لحاظ شود. کل آب سطحی و زیرزمینی حوضه در آبخوان اندازه‌گیری نمی‌شود و این مسئله نیاز به مطالعه و بررسی بیشتر در این مقیاس دارد. بنابراین فرآیندهایی که در بیرون از سطوح میانی اتفاق می‌افتد می‌تواند یک انگیزه برای بررسی کلیه فرآیندها و فعل و انفعالات (ایجاد رواناب، تغذیه آب زیرزمینی، جریان آب زیرزمینی منطقه‌ای) در این سیستم‌ها باشد که این موضوع بررسی همان شرایط مرزی است. چالش اصلی در این مقیاس، بزرگ بودن منطقه برای تشریح مجزای تک تک بخش‌های سیستم و بیش از حد کوچک بودن این سیستم برای مطالعه سیستم‌های هیدرولوژیک جامع و کامل است. مقیاس محلی به همین دلیل باید بیشتر مورد توجه قرار گیرد و به آن به مراتب اهمیت بیشتری داده شود.

• ویژگی‌های مقیاس حوضه

مقیاس زیرحوضه تمام سطوح زهکشی تا رسیدن آن‌ها به یک نقطه در ایستگاه اندازه‌گیری جریان (خروجی) را پوشش می‌دهد. معمولاً فرض بر این است که بیلان آبی برای حوضه با استفاده از دبی در خروجی حوضه به عنوان یک ابزار کنترل ضروری لحاظ می‌شود. در این مقیاس باید برای مطالعه آب زیرزمینی، شارهای تبدیلی کل مرزهای ممکن حوضه آبخیز را در نظر گرفت.

شاخه‌های مختلف جریان در مقیاس زیرحوضه GW-SW باید با سازندهای مختلف آبخوان ارتباط داشته باشد. یک حوضه باید به اندازه‌ای باشد که بیشتر سیستم‌های زیرسطحی را با نگاه جامع مورد توجه قرار دهد. به عنوان مثال باید انواع سازندهای زمین‌شناسی، تفاوت‌های عمودی (چینه‌شناسی و ساختارهای تکتونیکی) و فعل و انفعالات آن‌ها با توپوگرافی در نظر گرفته شود. در مناطق پرجمعیت ویژگی‌های طبیعی و دخالت‌های انسانی (ساختارهای هیدرولیکی، کاهش آب‌های سطحی و زیرسطحی) اهمیت خیلی زیادی دارند. اگرچه در مقیاس‌های بزرگتر نیاز به توجه به ساختارهای ناهمگن افزایش می‌یابد اما نتایج ریاضی فرآیندها در حوضه نیاز به تعمیم دارند.

• ویژگی‌های مقیاس منطقه‌ای

مقیاس منطقه‌ای با طیف وسیعی از عوامل شامل اقلیم، ژئومورفولوژی، زمین‌شناسی و انواع لنداسکیپ و فاکتورهای بیولوژیک که به موازات هم در یک منطقه یکسان باشد تعیین می‌شود. هر اندازه منطقه مورد مطالعه بزرگتر می‌شود فاکتورهای مورد بررسی مورد نیاز بیشتر شده و اندازه‌گیری و بررسی‌ها نیز پیچیده‌تر می‌شود. لازم به ذکر است که ناهمگنی‌ها در همه مقیاس‌ها اتفاق می‌افتد و مختص مقیاس منطقه‌ای نمی‌باشد. اما از آنجاکه یک سیستم از تعدادی زیرسیستم متفاوت ساخته شده پیچیدگی‌ها و ناهمگنی‌های آن بیشتر از زیرسیستم‌های مجزا می‌باشد.

• فرآیندهای مربوط به GW-SW در مقیاس‌های مختلف

وابستگی‌های مقیاس فرآیندهای هیدرولوژیکی و قابلیت انتقال ویژگی‌ها، تشریح فرآیندها و پارامترهای مدل از یک مقیاس به مقیاس‌های دیگر را به وجود می‌آورد (کوچک کردن مقیاس و بزرگ‌نمایی آن و منطقه‌بندی) که در دهه‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. تعدادی از نویسندگان دلایل روشنی را برای وابستگی مقیاس برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی ارائه کرده‌اند اغلب کارهای انجام شده با وابستگی مقیاس، محدود به گسترش‌های مکانی هستند که معمولاً کوچکتر از مقیاس منطقه می‌باشند. در نتیجه لازم است دانش و آگاهی زیادی برای انجام این کار به دست آورد تا بتوان تحلیل فرآیندها را از مقیاس محلی به مقیاس منطقه‌ای سوق داد. به طور کلی در تحقیقات زیادی این فرآیندها ممکن است در مقیاس‌های کوچک با هم ارتباط داشته باشند و در مقیاس‌های بزرگ با هم ارتباطی نداشته باشند مانند برخی مطالعاتی که Grayson و Bloeschl (۲۰۰۰)؛ Sivakumar (۲۰۰۴)؛ Sivakumar (۲۰۰۸)؛ و Sivapalan و همکاران (۲۰۰۳) پیشنهاد کردند معادلات حاکم که در مقیاس کوچک به کار گرفته می‌شوند نمی‌توانند به اندازه کافی فعل و انفعالات هیدرولوژیکی را در سیستم‌های ناهمگن مورد بررسی قرار دهند. محققان مختلف در تلاش هستند که مفهوم‌سازی و فرموله کردن ارتباطات و ویژگی‌های عوامل مختلف در مقیاس‌های مختلف را در لنداسکیپ‌ها و اقلیم‌های مختلف که این روابط را به یک تتوری از فرآیندهای غالب تبدیل نموده به کار گیرند. با توجه به اینکه ارتباط فرآیندها گاهی از بین می‌روند و گاهی به وجود می‌آیند، در ادامه مقایسه سیستم‌ها در مقیاس‌های مختلف بررسی می‌شود:

- فرآیندهای زون‌های پیریک در تعیین ماهیت و میزان برهمکنش GW-SW نقش زیادی دارند. این فرآیندها به طور جزئی در مقیاس‌های کوچک قابل مشاهده هستند و با افزایش مقیاس، این فرآیندها تغییر نمی‌کنند بلکه محدودیت‌های عملی قوی‌تری را می‌طلبند.

- به دلایل کاربردی و عملی مطالعه GW-SW در مقیاس‌های کوچک به این معنی است که مشاهدات در سطوح کوچک بررسی شود که منجر به ساده‌سازی فرآیندها خواهد شد. مطالعه GW-SW در مقیاس‌های بزرگ به معنی استفاده از مشاهدات با فاصله‌های بیشتر بین آن‌ها و ساده‌سازی‌های فرآیند در سطح مشترک آب سطحی و زیرزمینی می‌باشد.

• مدل‌سازی GW-SW در مقیاس منطقه‌ای

برخلاف GW-SW مقیاس منطقه‌ای به عنوان یک موضوع تحقیقاتی دقیق بررسی نشده است اما شواهدی وجود دارد که در مدل‌های جامع به آن توجه زیادی شده است. مدل‌سازی جامع اغلب به طور گسترده بر GW-SW تمرکز می‌کند و به صورت متصل با مدل‌های اتمسفری، مدل‌های رشد گیاه، مدل‌های اقتصادی-اجتماعی و ... می‌باشد. نمایش واقعی مدل‌های منابع آب می‌تواند از روش‌های مختلفی مورد بررسی قرار گیرد که تا حدودی بررسی و تحلیل جوانب خاص ارتباط GW-SW

را مشکل می‌کند. به‌طور کلی ادغام GW-SW با مدل‌های گسترده‌تر می‌تواند بر اساس ویژگی‌های زیر طبقه‌بندی شود:

۱- فرآیندها و عوامل چرخه هیدرولوژیک که سیستم جامع را تشکیل می‌دهد.

۲- نمایش خاص مفهومی/ریاضی فرآیندها و عوامل مختلف چرخه هیدرولوژیک

۳- درجه ارتباط بین فرآیندها و عوامل مختلف چرخه هیدرولوژیک

۴- توصیف ماهیت و نوع اجزا و فرآیندهای به‌کار گرفته شده در مدل شامل پرسش‌هایی درباره فرآیندهای مدل‌سازی شده و یا چگونه نشان دادن شرایط مرزی

۵- جنبه‌های زمانی مدل‌های گسسته و پیوسته

۶- تنظیم اهداف، تعریف مسئله و تمرکز بر موضوعات مورد علاقه در زمینه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی (حوضه‌های آبخیز فاقد آمار).

• بسته‌های نرم‌افزاری پیش آماده برای محاسبات و بررسی برهمکنش GW-SW

باتوجه به اینکه ترکیب کلیه عوامل و ویژگی‌های مرتبط کار بسیار مشکلی است، بررسی این موضوع در روش‌های سیستماتیک و منظم تقریباً غیرممکن است. در ادامه بررسی‌های استراتژی‌های ارتباطی مختلف انجام شده در این زمینه ارائه شده است:

- طبقه‌بندی مدل‌های جامع بر طبق تنها طرح اتصال آن‌ها
- مدل‌های کاملاً متصل: معادله حاکم بر جریان‌های سطحی و زیرسطحی به‌طور هم‌زمان در درون یک بسته نرم‌افزاری ادغام می‌شود.

- مدل‌های با اتصال ضعیف: دو یا چند مدل منفرد با استفاده از تبادل نتایج یک مدل برای مدل دیگر به یکدیگر وصل می‌شوند. یعنی خروجی یک مدل به‌عنوان ورودی مدل دیگر به‌کار برده می‌شود. مدل‌های با اتصال ضعیف به بخش‌های زیر تقسیم می‌شوند:

- بسته‌های نرم‌افزاری آماده برای استفاده که شامل اجزای دو یا چند مدل منفرد می‌باشد و در یک چارچوب مشترک جاسازی شده است.
- اتصال ضعیف بر اساس ویژگی‌های منحصر به فرد و با دقت و

استاندارد کمتر

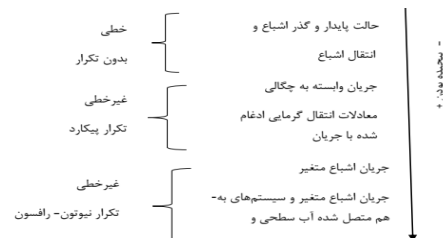
- طرح‌های کاملاً متصل: طرح‌های مدل‌سازی کاملاً متصل گاهی به مدل‌های فیزیک محور ارجاع داده می‌شوند که پیشرفت و توسعه زیاد آن‌ها در سال‌های اخیر چشمگیر بوده است. بسته‌های نرم‌افزاری که بیشترین استفاده را دارند شامل ParFlow (Kollet و Maxwell، ۲۰۰۶)، HydroGeoSphere (Therrien و همکاران، ۲۰۰۹)، InHM (VanderKwaak، ۱۹۹۹) و OpenGeoSys (Kolditz و همکاران، ۲۰۱۲). همچنین می‌توان به مثال‌های بیشتری توسط Sebben و همکاران (۲۰۱۳)؛ Shi و همکاران (۲۰۱۳)؛ Partington و همکاران (۲۰۱۳)؛ Maxwell و همکاران (۲۰۱۴)؛ Bronstert و همکاران (۲۰۰۵) در این زمینه اشاره کرد. به‌طور کلی طرح‌های کاملاً متصل در تلاش هستند که به یک تشریح فیزیک-محور از همه فرآیندهای مرتبط در زون اشباع، زون غیراشباع و آب‌های سطحی برسند بنابراین این طرح‌ها مانع اجرای ماژول‌های مدل‌ها مجزا می‌شود (Brunner و Simmons، ۲۰۱۲). در این روش آن‌ها مرزهای بین بخش‌های قدیمی را (با درجات مختلف) حذف کردند و مانع ایجاد تعداد زیادی از مشکلاتی در ارتباط با استفاده از مفاهیم و بسته‌های نرم‌افزاری مختلف برای بخش‌های مختلف می‌شوند. به‌عنوان مثال مدل HydroGeoSphere به شبکه زهکشی رودخانه اجازه می‌دهد به این معنی است که یک رودخانه را به‌صورت طبیعی در یک مدل و برهمکنش آن با آب زیرزمینی را از طریق یک روش فیزیک محور نشان می‌دهد. در این مدل نیازی به تعریف مرزهای رودخانه یا هد هیدرولیکی آن نیست که بتواند به‌عنوان یک فایده فوق‌العاده مانع ایجاد مسائل مرتبط با مفهوم هدایت بستر جریان شود. به‌طور کلی این روش بر تغییر مسیر از نوع مفهوم‌سازی قدیمی شار از طریق سطح مشترک پایین رودخانه به سمت چرخه آب تأکید می‌کند. در حال حاضر چندین مدل از بسته‌های نرم‌افزاری کاملاً متصل وجود دارد، از جمله این مدل‌ها می‌توان HydroGeoSphere، OpenGeoSys و PARFLOW-LCM را نام برد. در جدول (۲) مطالعات انجام شده در مقیاس‌های مختلف با استفاده از مدل‌های کاملاً متصل ارائه شده است.

جدول ۲- مرور کلی طرح‌های کاملاً متصل و کاربردهای آن‌ها در مقیاس‌های منطقه‌ای (Banzhaf و Barthel، ۲۰۱۶)

نام مدل	HydroGeosphere	OpenGeoSys	ParFlow/ParFlow.CLM
کاربردهای مقیاس منطقه‌ای / کاربردهای بزرگ مقیاس شده / کاربردهای کوچک مقیاس شده	Continental scale model for the whole of Canada mentioned (Sudicky، ۲۰۱۳) Rokua esker aquifer (۲۵۰ km ²) (Ala-aho و همکاران، ۲۰۱۵) Hae-an-myun Catchment South Korea (۶۲/۷ km ²) (Bartsch و همکاران، ۲۰۱۴) Geer Basin, Belgium, ۴۸۰ km ² (Goderniaux و همکاران، ۲۰۱۱)	Western Dead Sea escarpment, Israel, Palestine, ۳/۸۰۰ km ² (Grabe و همکاران، ۲۰۱۳) Meijiang catchment, China, ۶/۹۸۳ km ² (Sun و همکاران، ۲۰۱۱)	Ringkobing Fjord / Skjern River basin catchment, western • Denmark ۲۰۸ km ² (Ajami و همکاران، ۲۰۱۴a و همکاران، ۲۰۱۴b) Little Washita basin Oklahoma, USA, ۱/۶۰۰ km ² (Maxwell و Condon، ۲۰۱۴)

• مدل HydroGeosphere

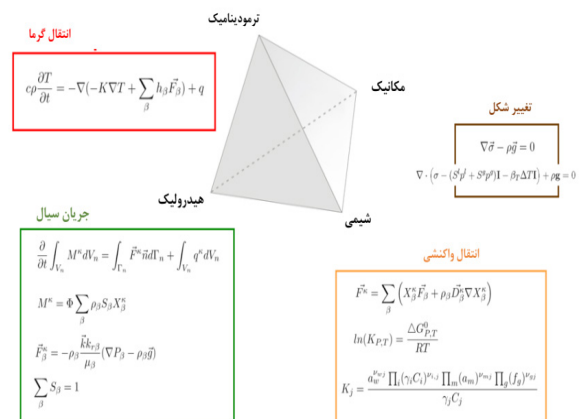
یک مدل آب زیرزمینی جز محدود کنترل حجم سه بعدی است که بر اساس مفهوم سازی دقیق سیستم هیدرولوژیکی متشکل از آب های سطحی و زیرزمینی طراحی شده است. این مدل تمام اجزای چرخه هیدرولوژیک را در نظر می گیرد و برای شبیه سازی جریان های سطحی و زیرسطحی برای هر مرحله از معادلات انتقال انرژی و ماده به صورت هم زمان استفاده می نماید و یک بیلان آب کامل آب و ماده را فراهم می کند (Brunner و Simmons، ۲۰۱۲). در شکل (۳) بررسی اجمالی فرآیندهای با پیچیدگی های مختلف به کار گرفته شده در مدل هیدروژئوسفر و روش های حل آن ها نشان داده شده است.



شکل ۳- بررسی اجمالی فرآیندهای با پیچیدگی های مختلف به کار گرفته شده در مدل هیدروژئوسفر و روش های حل آن ها در مدل (Brunner و HydroGeosphere و Simmons، ۲۰۱۲)

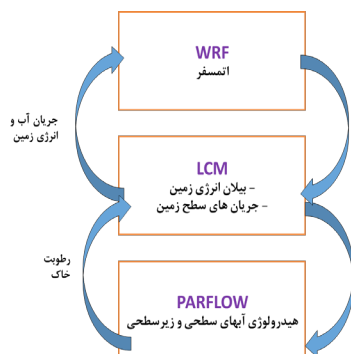
• مدل OpenGeoSys

این مدل یک پروژه منبع باز علمی برای توسعه روش های عددی و به منظور شبیه سازی فرآیندهای شیمیایی، هیدرولیک، مکانیک و حرارتی در محیط های متخلخل و دارای شکستگی می باشد. استفاده از این مدل در زمینه آلاینده های هیدرولوژی، مدیریت فاضلاب و منابع آب، کاربردهای ژئوتکنیکی، سیستم های انرژی زمین گرمایی و ذخیره انرژی بسیار موفقیت آمیز بوده است. در شکل (۴) چارچوب ریاضی مدل مذکور نشان داده شده است.



شکل ۴- چارچوب ریاضی مدل شی گرا OpenGeosys (Kolditz O و همکاران، ۲۰۱۲)

ParFlow یک مدل عددی است که چرخه هیدرولوژی را از سنگ بستر تا بالای تاج پوشش گیاه شبیه سازی می کند. این مدل جریان آب زیرزمینی سه بعدی را با جریان سطحی و فرآیندهای گیاهی را با استفاده از معادلات فیزیک-محور برای شبیه سازی دقیق تبادل آب و انرژی در سیستم های واقعی جهان ادغام می کند. در شکل (۵) اجزا و متغیرهای به هم متصل شده و ارتباط بین آن ها در مدل Parflow ارائه شده است (Maxwell و همکاران، ۲۰۱۰).



شکل ۵- شماتیک اجزا و متغیرهای به هم متصل شده و ارتباط بین آن ها در مدل Maxwell (Parflow و همکاران، ۲۰۱۰)

• محدودیت و پتانسیل های کاربردهای مدل های کاملاً متصل

قابلیت و کارایی بیشتر مدل های کاملاً متصل، روشن و واضح به نظر می رسد درحالی که آن ها نمی توانند برای هر سوال در رابطه به منابع آب پاسخگو باشند (Brunner و Simmons، ۲۰۱۲). به وجود آمدن این مدل ها در درجه اول برنامه های مختلف آزمایشی را اثبات کرده است (Sebben و همکاران، ۲۰۱۳; Kollet و همکاران، ۲۰۱۰). اثبات قابلیت این مدل در مدیریت عملی هنوز در حال بررسی و آماده سازی است (Miller و همکاران، ۲۰۱۳). بنابراین کاربرد مدل های نرم افزاری کاملاً متصل برای مطالعات علمی در مقیاس های کوچکتر و در مناطق آزمایشی خاص با محدودیت های زیادی مواجه می باشد.

• طرح های با اتصال ضعیف

مفاهیم مدل سازی فیزیک محور و کاملاً متصل برای شناسایی و تشریح نسبتا ساده هستند و معمولاً با عنوان جامع تعریف می شوند. اما ارزیابی طرح های با اتصال ضعیف به این دلیل که دو یا چند مدل با بسته های مجزا را در برمی گیرند کمی دشوار است. در حقیقت تعداد زیادی از مدل های مختلف برای نشان دادن پارامترهای تبدیلی و جوانب زمانی و مکانی به یکدیگر متصل شده اند. بیشتر طرح های با اتصال ضعیف در یک روش و یا بیشتر بر اساس مدل MODFLOW هستند که نشان دهنده بخش های آب زیرزمینی و گزینه های مختلف آن می باشد که بخش آب سطحی را همراه با شرایط مرزی نشان می دهند.

در اصل MODFLOW شار کل مرز بین آبخوان و رودخانه را بر اساس اختلاف هد هیدرولیکی که یک ضریب تبادل که نشان‌دهنده هدایت هیدرولیکی از عمق و پارامترهای هندسی رودخانه از سطح مشترک است، محاسبه می‌کند. این بررسی‌ها

می‌تواند با استفاده از ماژول‌های مختلفی مانند بسته رواناب سطحی، بسته زهکشی، بسته روندیابی مسیر جریان انجام شود. در جدول (۳) مطالعات انجام شده در مقیاس‌های مختلف با استفاده از مدل‌های با اتصال ضعیف ارائه شده است.

جدول ۳- مرور کلی طرح‌های با اتصال ضعیف، ماژول‌ها و بسته‌های نرم‌افزاری آماده برای استفاده (Barthel و Banzhaf، ۲۰۱۶)

نام مدل	مدل آب زیرزمینی	مدل آب سطحی	مدل زون غیراشباع	نمونه‌ای از کاربرد مدل در مقیاس منطقه‌ای
CATHY	روش اجزا محدود سه بعدی و معادله ریچارد	دیفرانسیل محدود یک بعدی، روش موج پخش دیفیوژن	روش اجزا محدود سه بعدی و معادله ریچارد	- Des Anglais watershed, Quebec, Canada, ۶۹۰ km ² (Sulis و همکاران، ۲۰۱۱؛ Trudel و همکاران، ۲۰۱۴) - Ged Deeble-Kalqoray catchment, Somalia, ۳۵۶ km ² (Camporese و همکاران، ۲۰۱۰)
FEFLOW	روش اجزا محدود سه بعدی	جریان غیرماندگار یک بعدی و MIKE 11	HELP	- Middle reaches of the Heihe River Basin, Northwest China, ۱,۲۰۰ km ² (Zhou و همکاران، ۲۰۱۱) - Annapolis Valley, Nova Scotia, Canada, ۲,۱۰۰ km ² (Rivard و همکاران، ۲۰۱۴)
FIPR Hydrologic Model (FHM)	MODFLOW	کانال جریان یک بعدی، HSPF	مخزن ذخیره واحد، HSPF	Big Lost River, Idaho, USA, ۳,۳۰ km ² (Said و همکاران، ۲۰۰۵)
GSFLOW	MODFLOW	کانال جریان یک بعدی، PRMS	موج سینماتیک یک بعدی و معادله ریچارد	- Santiam river basin, Oregon, USA, ۴,۷۰۰ km ² (Surfleet و همکاران، ۲۰۱۲؛ Tullis و Surfleet، ۲۰۱۳) - Sardon catchment, Spain, ۸۰ km ² (TanvirHassan Hassan و همکاران، ۲۰۱۴)
IHMS	MODFLOW	DiCaSM	DiCaSM	Kouris catchment, Cyprus, ۳۰۰ km ² (Ragab و همکاران، ۲۰۱۰)
IWFM	اجزا محدود سه بعدی و روش دیفرانسیل محدود	موج سینماتیک یک بعدی	Morel-Seytoux	California central valley, California, USA, ۵۱,۰۰۰ km ² (Miller و همکاران، ۲۰۰۹)
MIKE SHE	دیفرانسیل محدود سه بعدی	سنت-ونانت دو بعدی	روش بیلان آب دو لایه‌ای	The North China Plain, China, ۱۴۰,۰۰۰ km ² (Qin و همکاران، ۲۰۱۳)
MODBRANCH	MODFLOW	سنت-ونانت یک بعدی	عدم توانایی شبیه‌سازی زون اشباع	Rio Grande, New Mexico, USA, ۵۱ km ² (Wilcox و همکاران، ۲۰۰۷)
MODCOU/ EauDyssée	مدل SAM	مدل ماسکینگ RAPID، یک بعدی و HEC- RAS	مدل مفهومی بیلان آب و خاک	- Seine basin, France, ۹۵,۶۰۰ km ² (Ledoux و همکاران، ۲۰۰۷) - Rhône basin, ۸۶,۵۰۰ km ² (Etchevers و همکاران، ۲۰۰۱)
MODHMS	MODFLOW	بسته جریان کانال، سنت-ونانت یک بعدی	معادله ریچارد سه بعدی	Sandy Creek, Australia, ۴۲۰ km ² (Werner و همکاران، ۲۰۰۶)
MODFLOW stream package	MODFLOW	موج سینماتیک یک بعدی و معادله ریچارد	بسته جریان مدل MODFLOW	Cosumnes river basin, California, USA, ۳,۴۰۰ km ² (Fleckenstein و همکاران، ۲۰۰۶)
SWAT-MOD/ SWAT-MODFLOW	MODFLOW	SWAT	عدم توانایی شبیه‌سازی زون اشباع	Musimcheon Basin, South Korea, ۱۹۸ km ² (Kim و همکاران، ۲۰۰۸)
WaSiM, WaSiM-ETH	روش دیفرانسیل دوبعدی	موج سینماتیک دو بعدی و ذخیره خطی واحد	TOPMODEL و معادله ریچارد	Rems catchment, Germany, ۵۸۰ km ² (Singh و همکاران، ۲۰۱۲)
WetSpa	MODFLOW	استدلای اصلاح شده	بیلان آب در خاک	Black Volta Basin, ۱۵۵۰۰۰ km ² (Abdollahi و همکاران، ۲۰۱۷)

• محدودیت ها و پتانسیل های کاربردهای مدل های با اتصال ضعیف

طرح های مدل سازی با اتصال ضعیف به طور گسترده ای برای مقیاس های منطقه ای در حال توسعه هستند اما تعداد مقالات و کاربردهای منطقه ای چاپ شده کم است. با توجه به کارهای انجام شده می توان گفت که هر مدل منحصر به فرد تنها برای زمان ها و وقایع خاصی به کار گرفته می شود و نتایج بررسی ها نشان می دهد که مقایسه آن ها کار مشکلی است.

از مشکلات مربوط با طرح های با اتصال ضعیف این است که مدل ها قادر به اندازه گیری سطح رودخانه در هر نقطه در امتداد رودخانه نیستند. برای به دست آوردن اطلاعات مورد نیاز برای محاسبه جریان هیدرولیکی بر اساس اختلاف فشار، درون یابی تراز رودخانه بین اندازه گیری ها یا راه حل های ساده و عملی مورد نیاز می باشد. همچنین ارتفاع های پایین رودخانه در بالای سطح مبنا (سطح آزاد دریا)، اغلب قادر به اندازه گیری در تمام انشعابات رودخانه نیست. به این ترتیب ارتفاعات پایین کانال را ثابت فرض کرده و یا از داده های کمکی مشتق می شود (Wolf و همکاران، ۲۰۰۸؛ Scibek و همکاران، ۲۰۰۷). مشکلات رایجی که در سیستم های با اتصال ضعیف در رابطه با بررسی برهمکنش GW-SW وجود دارد بر اساس محاسبه جریان در نتیجه دیفرانسیل و تفاضل هد، هندسه بستر جریان و ویژگی های هیدرولیکی به وجود می آید.

جمع بندی

در بخش اول این بررسی مروری به مفاهیم و کلیات برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی از جمله اهمیت بررسی برهمکنش، سیستم های برهمکنش و مقایسه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم اندازهای مختلف پرداخته شد. در بخش دوم به عنوان هدف اصلی تحقیق، مطالعات علمی انجام شده در زمینه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در مقیاس های مختلف مکانی از مقیاس نقطه ای تا مقیاس منطقه ای مورد بررسی قرار گرفت در هر یک از این مقیاس ها تفاوت های مکانیسم برهمکنش با سایر مقیاس ها بررسی شد. سپس مدل سازی جامع منطقه ای در مقیاس منطقه ای به صورت خاص مطالعه شد.

نتایج بررسی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم اندازهای مختلف، ضرورت مدیریت جامع این دو زیرسیستم را به عنوان یک سیستم واحد یادآوری می کند. در محیط های خشک و نیمه خشک که بارش ها به صورت فصلی و تغییرات زیاد بوده و به میزان قابل توجهی کمتر از میزان تبخیر محیط هستند برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی (تالاب ها از نظر زمانی و مکانی) پویایی قابل توجهی دارد. در فصول سرد آب های زیرزمینی که شوری پایینی دارند تأثیر مثبتی بر اکولوژی تالاب دارند اما در دوره های خشک هنگامی که سطح آب زیرزمینی کاهش می یابد جریان های ورودی به اراضی

مرطوب کم و یا کاملاً متوقف می شوند. برعکس اگر آب زیرزمینی شور باشد و افزایش جریان تالاب ناشی از ورود جریان آب زیرزمینی باشد ممکن است اثرات زیان باری برای آبزیان و کاربری های مختلف اراضی داشته باشد. به طور کلی مقایسه برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در چشم اندازهای مختلف نشان می دهد، میزان برهمکنش تحت تأثیر فاکتورهای مختلف فیزیکی چشم اندازها مانند توپوگرافی و زمین شناسی، عوامل اقلیمی و... می باشد. برای مدیریت جامع منابع آب باید چشم اندازهای مختلف کلیه فرآیندهای فیزیکی، زمین شناسی و اقلیمی و عوامل انسانی، اقتصادی، اکولوژیکی و محیط زیستی در نظر گرفته شوند. اما در چشم انداز مخروط افکنه و کارست مدل سازی برهمکنش می تواند اهمیت ویژه ای داشته باشد به طوری که فرآیندهای تبدیلی آبخوان در مخروط افکنه ها می تواند به صورت دو سناریو شکل گیرد: ۱- رودخانه زاینده باشد و جریان آب زیرزمینی از طریق بستر رودخانه وارد رودخانه شود. ۲- به صورت رودخانه کاهنده باشد و آب رودخانه از طریق رسوبات به آب زیرزمینی نفوذ کند. اغلب آمیزه ای از این دو در یک جریان رودخانه ای به وجود می آید به نحوی که در برخی انشعابات زاینده و در برخی دیگر کاهنده است. اما جهت تبادل جریان وابسته به هدایت هیدرولیکی است. در انشعابات زاینده تراز سفره آب زیرزمینی بالاتر از ارتفاع بستر رودخانه است و برعکس در رودخانه کاهنده تراز سفره آب زیرزمینی پایین تر از ارتفاع بستر رودخانه است. در رودخانه کاهنده، درجایی که سفره آب زیرزمینی زیر بستر جریان هست جریان ناپیوسته از سیستم آب زیرزمینی توسط زون غیراشباع قطع می شود. تغییرات فصلی در الگوهای بارش و همچنین وقایع بارشی منفرد می تواند سفره آب زیرزمینی و تراز رودخانه را تغییر دهد و باعث تغییر در جهت تبادل جریان شود. بنابراین در مدل سازی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در مقیاس های مختلف توجه به کلیه فرآیندهای موجود در سیستم از جمله رودخانه های کاهنده و زاینده که از جهت هدایت هیدرولیکی جریان تبعیت نمی کنند، ضروری می باشد.

هدف این مقاله مروری بررسی مطالعات علمی مرتبط با مدل سازی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی بوده تا به عنوان یک راهنما برای چگونگی تجزیه و تحلیل کردن، تشریح و تفسیر مدل سازی برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی در مقیاس منطقه ای قابل استفاده باشد. بخش زیادی از مطالعات در دسترس نشان می دهد بحث GW-SW در مقیاس های کوچک در این زمینه هم از نظر تجربی و هم مدل سازی به سرعت در حال افزایش است اما این موضوع در مقیاس منطقه ای به درستی بررسی نشده و نیازمند مطالعه تکمیلی است. بخشی از بررسی مسئله GW-SW در مقیاس منطقه ای، تعریف دقیق برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی به عنوان فرآیندی با موقعیت، جهت و نیروهای غالب مشخص مشکل است اما در مقیاس محلی به راحتی قابل تشریح است. GW-SW در

مقیاس منطقه‌ای می‌تواند در نتیجه ترکیب همه فرآیندهای موجود در یک آبخیز منطقه‌ای باشد. اما چگونه این فرآیندها با ویژگی‌های منطقه‌ای و ترکیب فاکتورهای مختلف با هم ارتباط پیدا می‌کنند؟ آنچه که اهمیت بیشتری می‌یابد تعیین ارتباط فرآیندهای مختلف نیازمند تعریف مسئله، در دسترس بودن داده‌ها، محدودیت‌های عملی و تقاضاها، می‌باشد. بنابراین تعریف چارچوب GW-SW در مقیاس منطقه‌ای از مقیاس محلی ضروری‌تر می‌باشد. GW-SW در مقیاس منطقه‌ای کل چرخه هیدرولوژیکی زمینی، همه فرآیندهای منجر به تغییر فشار، اشباع و... در داخل و حتی خارج از محیط مورد بررسی را در برمی‌گیرد. بهترین منبع اطلاعات درباره GW-SW در مقیاس منطقه‌ای، مطالعه مدل‌سازی جامع است. انواع زیادی از مفاهیم مدل‌سازی وجود دارند که قادر به نشان دادن برهمکنش آب سطحی و زیرزمینی هستند. تعدادی از این مفاهیم قابلیت کاربرد در مقیاس منطقه‌ای را دارند اما هنوز کاربردهای واقعی مقیاس منطقه‌ای آن‌ها نادر می‌باشند. دانش در دسترس در این رابطه پراکنده و برای استفاده مشکل خواهد بود. اگر GW-SW در مقیاس منطقه‌ای به عنوان مجموعه‌ای از همه فرآیندهای هیدرولوژیکی در یک منطقه یا حوضه در نظر گرفته شود مدل‌های جامع فیزیک-محور روش مناسبی برای بررسی این موضوع می‌باشند. این مدل‌ها به توصیف کلی چرخه هیدرولوژیک و ارتباط بین فرآیندهای مختلف در همه مقیاس‌های زمانی و مکانی نیاز دارند. بسیاری از محققان معتقدند که مدل‌سازی جامع منطقه‌ای در زمینه دسترسی به داده‌ها دچار محدودیت بوده و مدل‌های کاملاً متصل هنگامی که با محدودیت داده مواجه باشند نمی‌توانند به کار گرفته شوند. بنابراین برخلاف جذابیت مدل‌های کاملاً متصل، اتصال مدل‌های نسبتاً ساده با استفاده از مدل‌های متصل ساده ممکن است رویکرد مناسبی را ارائه دهند که پیچیدگی‌های سیستم‌های منطقه‌ای را بیش از حد ساده‌سازی نماید (Brunner و همکاران، ۲۰۱۰؛ Semenova و Beven، ۲۰۱۵).

در حال حاضر نمی‌توان هیچ‌یک از دیدگاه‌های با پیچیدگی بیشتر یا کمتر به عنوان رویکرد بهتر معرفی کرد. مقایسه سیستماتیک با استفاده از چندین دیدگاه جایگزین برای مقیاس منطقه‌ای در حال کمرنگ شدن هستند بنابراین مزایا و معایب یک رویکرد نسبت به سایر رویکردها به خوبی مشخص نیست. تعیین مناسب‌ترین استراتژی برای مدل‌سازی جامع مقیاس منطقه‌ای با تمرکز کردن تنها بر روی یک نقطه نظر ممکن نیست. اگر جامعه علمی رویکردهای کاربردی، عمومی و قابل انتقال برای مقابله با GW-SW در مقیاس منطقه‌ای را مطلوب بدانند امکان ندارد که یک رویکرد بتواند مستقل از زمینه مدیریت کاربردی، تعریف شود. بنابراین در تعریف مسائل مدیریتی نیاز به راه‌حلهایی در سطوح مختلف با دقت زمانی و مکانی خاص هست که گاهی ضروری در تعیین درجه عدم قطعیت قابل قبول آن‌ها می‌باشد. بنابراین رویکردها نیاز به زمینه تخصصی

دارند و همیشه نیازمند تعریف روابط آن‌ها با ذی‌نفعان و کاربران نهایی می‌باشد. مدل‌های منطقه‌ای ممکن است از جوانب مختلف و صرفاً برای اهداف خاص اجرا شوند. همچنین این مدل‌ها می‌توانند بر اساس تقاضا در مقیاس‌های مختلف در مدیریت کاربردی منابع آب یا توسعه مدل‌های جامع با هدف ارائه یک چارچوب منطقه‌ای برای راه‌حل‌های محلی آشیانه‌ای و تودرتو، توسعه پیدا کنند. رویکردهای مشارکتی و بین‌رشته‌ای ممکن است برای ارائه راه‌حل‌های منطقه‌ای به صورت معنی‌داری مفید باشند. به جای اینکه سوال شود چگونه می‌توان به طور اساسی همه فرآیندهای مرتبط در مقیاس منطقه را تعریف، درک، تشریح و مدل‌سازی کرد باید سوال شود که ماهیت نتیجه مدل‌ها در جهت نیازهای مدیریت کاربردی در مقیاس منطقه‌ای چگونه است. در دو پروژه مقیاس منطقه‌ای که یک گفتگوی فشرده با ذی‌نفعان و کاربران نهایی مدل انجام شده است به کرات اشاره شده که بین علم و عمل شکاف زیادی وجود داشته و دانشمندان علم را در عمل به کار نمی‌گیرند و نیاز به اعتماد کاربران به مدل‌های توسعه داده شده توسط دانشمندان ملموس می‌باشد (Argent و همکاران، ۱۹۹۹؛ Hare و Borowski، ۲۰۰۷؛ Brugnach و همکاران، ۲۰۰۷؛ de Kok و Wind، ۲۰۰۳؛ Lerner و همکاران، ۲۰۱۱؛ Olsson و Andersson، ۲۰۰۷).

بررسی مطالعات انجام شده در رابطه با GW-SW در مقیاس منطقه‌ای نشان می‌دهد مطالعات اندکی در این ارتباط وجود دارد که مستقیماً به این مبحث تخصیص پرداخته باشد. مطالعات و آزمایش‌های میدانی بر پایش‌های منطقه‌ای آب‌های سطحی و زیرزمینی عمدتاً بسیار محدود می‌باشند، که به عنوان محدودیت‌های اساسی تئوریک برای چگونگی بررسی آن‌ها مشکل ایجاد می‌کند. دانش اینکه چگونه GW-SW در مقیاس منطقه‌ای آزمایش شود از مطالعات خارج از مقیاس محلی و فاقد یک تئوری شفاف در مورد مقیاس نشأت می‌گیرد (Sebben و همکاران، ۲۰۱۳). ارتباط فرآیندها ممکن است در مقیاس‌های مختلف متفاوت باشد، اما هیچ اثبات عددی و کمی از این موضوع در رابطه با GW-SW وجود ندارد. در جمع‌بندی نهایی دانش موجود مربوط به GW-SW در مقیاس منطقه‌ای خیلی پراکنده بوده و در دامنه گسترده‌ای از زمینه‌های تحقیقاتی توزیع شده است.

پی‌نوشت

1- Groundwater- Surface Water Interaction

منابع

آذری، آ.، علی محمد آخوند، ع.، رادمنش، ف. و حقیقی، ع. ۱۳۹۴. شبیه‌سازی اندرکنش آب سطحی و زیرزمینی در شرایط بهره‌برداری

- national Land and Water Management at Wageningen University, the Netherlands.
- Borowski I. and Hare M. 2007. Exploring the gap between water managers and researchers: Difficulties of modelbased tools to support practical water management. *Water Resour Manag*, 21: 1049–1074.
- Bronstert A., Carrera J., Kabat P. and Lütkeimeier S. 2005. Coupled models for the hydrological cycle – integrating atmosphere, biosphere, and pedosphere. Springer.
- Brugnach M., Tagg A., Keil F. and De Lange W.J. 2007. Uncertainty matters: Computer models at the science-policy interface. *Water Resour Manag*, 21: 1075–1090.
- Brunke M. and Gonser T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and ground-water. *Freshwater Biol*, 37: 1–33.
- Brunner P., Simmons C.T., Cook P.G. and Therrien R. 2010. Modeling Surface Water-Groundwater Interaction with MODFLOW: Some Considerations. *Ground Water*, 48:174–180.
- Brunner P. and Simmons C.T. 2012. HydroGeoSphere: A Fully Integrated, Physically Based Hydrological Model. *Ground Water*, 50: 170–176.
- Camporese M., Paniconi C., Putti M. and Orlandini S. 2010. Surface-subsurface flow modeling with path-based runoff routing, boundary condition-based coupling, and assimilation of multisource observation data. *Water Resour Res*, 46: 22.
- Christine E., Hatch Andrew T., Fisher Justin S., Revenaugh Constantz J. and Ruehl C. 2006. Quantifying surface water-groundwater interactions using time series analysis of streambed thermal records: Method development. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 42.
- Condon L.E. Maxwell R.M. 2014. Groundwater-fed irrigation impacts spatially distributed temporal scaling behavior of the natural system: A spatio-temporal framework for understanding water management impacts *Environ Res Lett* 9.
- Corinna A., Thorsten W. and Gunnar N. 2008. Groundwater-Surface Water Interaction: Process Understanding, Conceptualization and Modelling (IAHS Proceedings & Reports). ISSN ,0144- 7815.
- De Kok J.L. and Wind H.G. 2003. Design and application of decision-support systems for integrated water management: lessons to be learnt. *Phys Chem Earth* 28: 571–578.
- Etchevers P., Golaz C. and Habets F. 2001. Simulation of the تلفیقی (مطالعه موردی: دشت دز). نشریه علوم و مهندسی آبیاری (مجله علمی کشاورزی)، ۳۸(۲): ۳۳-۴۷.
- زیبایی، م.ح.، زیبایی، م. و اردوختی، ک. ۱۳۹۲. ارزیابی سناریوهای استفاده تلفیقی از منابع آب سطحی و زیرزمینی در دشت فیروزآباد فارس. مجله علمی-پژوهشی تحقیقات اقتصاد کشاورزی، ۱۵۷: ۱-۱۸۱.
- شمسائی، ا و فرقانی، ع. ۱۳۹۰. بهره‌برداری تلفیقی از منابع آب سطحی و زیرزمینی در مناطق خشک. مجله علمی پژوهشی تحقیقات-منابع آب ایران، ۷: ۲۶-۳۷.
- فاریابی، م. و چیت‌سازان، م. ۱۳۹۵. بررسی برهمکنش رودخانه و آبخوان با استفاده از پارامترهای فیزیکوشیمیایی، مطالعه موردی: بخش شمالی محدوده دزفول- اندیمشک. فصلنامه علمی پژوهشی زمین‌شناسی محیط‌زیست، ۱۰(۳۴): ۱۰۱-۱۱۵.
- Abdollahi K.h. Bshir I., Verbeiren B., Harouna M.R., Griensven A.V., Huysmans M. and Batelaan O. 2017. A distributed monthly water balance model: formulation and application on Black Volta Basin. *Environ Earth Sci*, 76: 198.
- Ajami H. Evans J.P. McCabe M.F. and Stisen S. 2014a. Technical note: Reducing the spin-up time of integrated surface water-groundwater models. *Hydrol Earth Syst Sci*, 18: 5169–5179.
- Ajami H. McCabe M.F. Evans J.P. Stisen S. 2014b. Assessing the impact of model spin-up on surface watergroundwater interactions using an integrated hydrologic model. *Water Resour Res*, 50: 2636–2656.
- Ala-aho P., Rossi P.M., Isokangas E. and Kløve B. 2015. fully integrated surface-subsurface flow modelling of groundwater-lake interaction in an esker aquifer: Model verification with stable isotopes and airborne thermal imaging. *J Hydrol*, 522: 391–406.
- Argent R.M., Grayson R.B. and Ewing S.A. 1999. Integrated models for environmental management: Issues of process and design. *Environ Int*, 25: 693–699.
- Barthel R. and Banzhaf S. 2016. Groundwater and Surface Water Interaction at the Regional-scale – A Review with Focus on Regional Integrated Models. *Water Resour Manage*, 30: 1–32.
- Bartsch S., Frei S., Ruidisch M., Shope C.L., Peiffer S., Kim B. and Fleckenstein J.H. 2014. River-aquifer exchange fluxes under monsoonal climate conditions. *J Hydrol*, 509: 601–614.
- Born N. 2011. Conjunctive water management: how to use the full potential, a literature research, Bachelor thesis Irrigation and Water Engineering submitted in partial fulfillment of the degree of Bachelor of Science in Inter-

- Harris B. 2011. Challenges in developing an integrated catchment management model. *Water Environ J*, 25: 345–354.
- Maxwell R.M., Kollet S.J., Smith S.G., Woodward C.S., Falgout R.D., Ferguson I.M., Baldwin C., Bosl W.J., Hornung R. and Ashby S. 2010. *ParFlow User's Manual*. International Ground Water Modeling Center Report GWMI, 01: 132.
- Maxwell R.M., Putti M., Meyerhoff S., Delfs J.O., Ferguson I.M., Ivanov V., Kim J., Kolditz O., Kollet S.J., Kumar M., Lopez S., Niu J., Paniconi C., Park Y.J., Phanikumar M.S., Shen C., Sudicky E.A. and Sulis M. 2014. Surface-subsurface model intercomparison: A first set of benchmark results to diagnose integrated hydrology and feedbacks. *Water Resour Res*, 50: 1531–1549.
- Miller N.L., Dale L.L., Brush C.F., Vicuna S.D., Kadir T.N., Dogrul E.C. and Chung F.I. 2009. Drought resilience of the California central valley surface-ground-water-conveyance system. *J AmWater Resour As*, 45: 857–866.
- Miller C.T., Dawson C.N., Farthing M.W., Hou T.Y., Huang J.F., Kees C.E., Kelley C.T. and Langtangen H.P. 2013. Numerical simulation of water resources problems: Models, methods, and trends. *Adv Water Resour*, 51: 405–437.
- Olsson J.A. and Andersson L. 2007. Possibilities and problems with the use of models as a communication tool in water resource management. *Water Resour Manag*, 21: 97–110.
- Qin H., Cao G., Kristensen M., Refsgaard J.C., Rasmussen M.O., He X., Liu J., Shu Y. and Zheng C. 2013. Integrated hydrological modeling of the North China Plain and implications for sustainable water management. *Hydrol Earth Syst Sci*, 17: 3759–3778.
- Ragab R., Bromley J. D., Rflinger G. and Katsikides S. 2010. IHMS-Integrated hydrological modelling system. Part 2. application of linked unsaturated, DiCaSM and saturated zone, MODFLOW models on Kouris and Akrotiri catchments in Cyprus. *Hydrol Process*, 24: 2681–2692.
- Rivard C., Lefebvre R. and Paradis D. 2014. Regional recharge estimation using multiple methods: An application in the Annapolis Valley, Nova Scotia (Canada). *Environ Earth Sci*, 71: 1389–1408.
- Rorabaugh. M.I. 1964. Estimating changes in bank storage and ground-water contribution to streamflow: International Association of Scientific Hydrology, Publication 63: 432–441.
- Rushton K.R. and Tomlinson L.M. 1979. Possible mechanisms for leakage between aquifers and rivers. *J Hydrol* 40: 49–65.
- Said A., Stevens D.K. and Sehlke G. 2005. Estimating water budget in a regional aquifer using HSPF-modflow integrated water budget and the river flows of the Rhone basin from 1981 to 1994. *J Hydrol*, 244: 60–85.
- Fleckenstein J.H., Niswonger R.G. and Fogg G.E. 2006. River-aquifer interactions, geologic heterogeneity, and low-flow management. *Ground Water*, 44: 837–852.
- Ford D. Williams P. 2007. *Karst Hydrogeology and Geomorphology*: ohn&Sons, Ltd.
- Jacobs K.L. and Holway J. M. 2004. Managing for sustainability in an arid climate: Lessons learned from 20 years of groundwater management in Arizona, USA. *Hydrogeology Journal*, 12(1): 52–65.
- Gräbe A., Rödigier T., Rink K., Fischer T., Sun F., Wang W., Siebert C. and Kolditz O. 2013. Numerical analysis of the groundwater regime in the western Dead Sea escarpment, Israel + West Bank. *Environ Earth Sci*, 69: 571–585.
- Goderniaux P., Brouyère S., Blenkinsop S., Burton A., Fowler H.J., Orban P. and Dassargues A. 2011. Modeling climate change impacts on groundwater resources using transient stochastic climatic scenarios. *Water Resour Res*, 47(12): 1–17.
- Grayson R.B. and Bloesch G. 2000. *Spatial Patterns in Hydrological Processes: Observations and Modelling*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kim N.W., Chung I.M., Won Y.S. and Arnold J.G. 2008. Development and application of the integrated SWATMODFLOW model. *J Hydrol*, 356: 1–16.
- Kolditz O. and et al . 2012. OpenGeoSys: an open-source initiative for numerical simulation of thermo-hydro-mechanical/chemical (THM/C) processes in porous media, *Environ Earth Sci*, 67: 589–59.
- Kollet S.J. and Maxwell R.M. 2006. Integrated surface-groundwater flow modeling: a freesurface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. *Adv Water Resour*, 29: 945–58.
- Kollet S.J., Maxwell R.M., Woodward C.S., Smith S., Vanderborght J., Vereecken H. and Simmer C. 2010. Proof of concept of regional scale hydrologic simulations at hydrologic resolution utilizing massively parallel computer resources. *Water Resour Res*, 46(4): 1–7.
- Ledoux E., Gomez E., Monget J.M., Viavattene C., Viennot P., Ducharme A., Benoit M., Mignolet C., Schott C. and Mary B. 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Sci Total Environ*, 375: 33–47.
- Lerner D.N., Kumar V., Holzkämper A., Surridge B.W.J. and

- Surfleet C.G. and Tullos D. 2013. Uncertainty in hydrologic modelling for estimating hydrologic response due to climate change (Santiam River, Oregon). *Hydrol Process*, 27: 3560–3576.
- TanvirHassan. S.M., Maciek W., L., Richard G.N. and Zhongbo S.u.2014. Surface–groundwater interactions in hard rocks in Sardon Catchment of western Spain: An integrated modeling approach. *Journal Hydrol*, 517(19): 390–410.
- Therrien R., McLaren R.G., Sudicky E.A. and Panday S.M. .2009. HydroGeoSphere – a three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport. Groundwater Simulations Group.
- Trudel M., Leconte R. and Paniconi C. 2014. Analysis of the hydrological response of a distributed physically-based model using post-assimilation (EnKF) diagnostics of streamflow and in situ soil moisture observations. *J. Hydrol*, 514: 192–201.
- VanderKwaak J.E. 1999. Numerical simulation of flow and chemical transport in integrated surface-subsurface hydrologic systems. University of Waterloo, Thesis, 243.
- Werner A.D., Gallagher M.R. and Weeks S.W. 2006. Regional-scale, fully coupled modelling of stream–aquifer interaction in a tropical catchment. *J Hydrol*, 328: 497–510.
- White W.b. 1998. Geomorphology and hydrology of a karst terrains: Oxford University press.
- Wilcox L.J., Bowman R.S. and Shafike N.G. 2007. Evaluation of Rio Grande Management Alternatives Using a Surface-Water/Ground-Water Model1. *J Am Water Resour As*, 43: 1595–1603.
- Winter T.C., Harvey J.W., Franke O.L. and Alley W.M. 1998. Groundwater and surface water - a single resource, 1139. USGS.
- WGMS and UNEP. 2008. Global glacier changs: facts and figures.
- Wolf J., Barthel R. and Braun J. 2008. Modeling ground water flow in alluvial mountainous catchments on a watershed scale. *Ground Water*, 46: 695–705.
- Zhou J., Hu B.X., Cheng G., Wang G. and Li X. 2011. Development of a three-dimensional watershed modeling system for water cycle in the middle part of the Heihe rivershed, in the west of China. *Hydrol Process* 25: 1964–1978.
- Zhuoheng C., Stephen E., Grasby Kirk G. and Osadet Z. 2004. Relationship between climate variability and ground Water Levels in the upper carbonate aquifer southern, Manitoba, Canada. *Journal of Hydrology*, 290(1-2): 43-62.
- grated model. *J Am Water Resour As*, 41: 55–66.
- Sebben M.L., Werner A.D., Liggett J.E., Partington D. and Simmons C.T. .2013. On the testing of fully integrated surface-subsurface hydrological models. *Hydrol Process*, 27: 1276–1285.
- Semenova O. and Beven K. 2015. Barriers to progress in distributed hydrological modelling. *Hydrol Process:n/a-n/a*.
- Scibek J., Allen D.M., Cannon A.J. and Whitfield P.H. 2007. Groundwater–surface water interaction under scenarios of climate change using a high-resolution transient groundwater model. *J Hydrol*, 333:165–181.
- Singh S.K. Liang J.Y. and Bardossy A. 2012. Improving the calibration strategy of the physically-based model WaSiM-ETH using critical events. *Hydrol Sci J*, 57: 1487–1505.
- Sivakumar B. 2004. Dominant processes concept in hydrology: moving forward. *Hydrol Process*, 18: 2349–2353.
- Sivakumar B. 2008. Dominant processes concept, model simplification and classification framework in catchment hydrology. *Stoch Env Res Risk A*, 22: 737–748.
- Sivapalan M.B.G., Zhang L. and Vertessy R. 2003. Downward Approach to Hydrological Prediction. *Hydrol Process*, 17: 2101–2111.
- Sophocleous M.A. .2002. Groundwater recharge. In: Silveira L (Ed) *Encyclopedia of life support systems*. EOLSS, Oxford. GROUNDWATER, 126- 164.
- Steven M.W. 2015. Groundwater – surface water interactions: perspectives on the development of the science over the last 20 years. *Freshwater Science*, 34(1): 368–376.
- Sudicky E.A. 2013. A Physically-Based Modelling Approach to Assess the Impact of Climate Change on Canadian Surface and Groundwater Resources. In: 3rd International Hydro-GeoSphere User Conference 2013. Neuchatel Switzerland.
- Sulis M., Paniconi C., Rivard C., Harvey R. and Chaumont D. 2011. Assessment of climate change impacts at the catchment scale with a detailed hydrological model of surface-subsurface interactions and comparison with a land surface model. *Water Resour Res*, 47: W01513.
- Sun F., Chen C., Wang W., Wu Y. and Lai G. 2011. Kolditz O Compartment approach for regional hydrological analysis: Application to the Meijiang catchment, China. *IAHS-AISH Publication*, In, 102–108.
- Surfleet C.G., Tullos D., Chang H. and Jung I.W.2012. Selection of hydrologic modeling approaches for climate change assessment: A comparison of model scale and structures. *J Hydrol*, 464-465: 233–248.

Introducing the Water Accounting Plus (WA+) Framework

S. khazaei¹, M. Raeini Sarjaz^{2*}, K. Davari³, M. Shafiei⁴

1- PhD candidate of Irrigation and Drainage, Department of Water Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran. 2- Professor, Department of Water Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran. 3- Professor, Department of Water Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. 4- Assistant Professor, East Water & Environmental Research Institute, Mashhad, Iran.

*(Corresponding Author Email: raeini@yahoo.com)

Received: 25-08-2017

Accepted: 08-01-2018

معرفی چارچوب حسابداری آب WA+

سحر خزاعی^۱، محمود رایینی سرجاز^{۲*}، کامران داوری^۳، مجتبی شفیع^۴

۱- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری. ۲- استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری. ۳- استاد گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد. ۴- استادیار پژوهش، مرکز پژوهشی آب و محیط زیست شرق، مشهد.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: raeini@yahoo.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۷/۰۳

تاریخ پذیرش: ۹۶/۰۱/۱۸

Abstract

Water scarcity is one of the greatest human challenges in this century which can cause many limitations in the world. Demand for freshwater is also increasing due to economic and population growth. Therefore, suitable planning for the limited water resources for storage, allocation, return flow, and environmental services is critical in order to optimize resources. Nowadays, an efficient water accounting system based on measuring, reporting, planning, and monitoring water resources in the world is needed. This system provides the possibility of processing and interpreting information in order to establish a comprehensive and integrated management of water resources through the organization of various data from different hydrological, environmental, and economic sectors. The water accounting system is an approach to standardize the way that data and information is organized. The purpose of this study is to introduce the WA+ water accounting framework as a simple and standard method that describes the state of water and land management in complex watersheds. This method is based on the water balance approach. Its feature is the use of satellite data to access the hydrological base data and surface ground processes. In general, the input data required for this framework can be derived from satellite measurements, hydrological models, and ground data. At present, WA+ contains 8 sheets which summarize water management situation and results are also presented as tables and maps. WA+ has a set of performance indicators that are used in the assessment and analysis of water resources and water consumption situations. WA+ has limitations that need to be resolved in the future and be edited for wider use.

Keywords: Remote sensing, Water accounting, Performance indicator, Land use.

چکیده

کمبود آب یکی از بزرگترین چالش‌های بشر در سده حاضر است که می‌تواند سبب بسیاری از محدودیت‌ها در جهان شود. همچنین تقاضا برای آب شیرین به دلیل رشد اقتصادی و جمعیت رو به افزایش است. بنابراین برنامه‌ریزی مناسب برای منابع آب محدود از نظر ذخیره‌سازی، تخصیص، جریان برگشتی و خدمات محیط‌زیستی برای بهینه‌سازی منابع، امری حیاتی است. امروزه لازم است که یک سامانه حسابداری آب کارآمد بر اساس اندازه‌گیری، گزارش، برنامه‌ریزی و پایش منابع آب در دنیا به کار گرفته شود. این سامانه، به منظور فراهم نمودن مدیریتی جامع و یکپارچه برای منابع آبی با سازماندهی داده‌های مختلف از بخش‌های گوناگون هیدرولوژیکی، زیست‌محیطی و اقتصادی امکان پردازش و تفسیر آن‌ها را در کنار یکدیگر فراهم می‌کند. سامانه حسابداری آب، رویکردی در جهت استاندارد کردن نحوه سازماندهی داده‌ها و اطلاعات می‌باشد. هدف از این مطالعه، معرفی چارچوب حسابداری آب (WA+) به عنوان روشی آسان و استاندارد است که وضعیت مدیریت آب و زمین را در حوضه‌های آبریز پیچیده توصیف می‌کند. این روش برپایه بیلان منابع آب نهاده شده است. ویژگی آن استفاده از تصاویر ماهواره‌ای برای دسترسی به داده‌های پایه هیدرولوژیکی و فرایندهای سطح زمین است. به‌طور کلی داده‌های ورودی مورد نیاز این چارچوب می‌تواند از اندازه‌گیری‌های ماهواره‌ای، مدل‌های هیدرولوژیکی و داده‌های زمینی فراهم شود. در حال حاضر WA+ وضعیت مدیریت آب را در ۸ کاربرگ خلاصه می‌کند و نتایج به صورت جدول و نقشه نیز ارائه می‌شود. WA+ این امکان را فراهم می‌کند که از نتایج به دست آمده در هر کاربرگ، نشانگرهای کارایی محاسبه شود که در ارزیابی و تحلیل وضعیت منابع و مصارف حوضه آبریز مورد استفاده قرار می‌گیرد. WA+ دارای محدودیت‌هایی نیز است که لازم است در آینده این ضعف‌ها برطرف شود و برای کاربرد وسیع‌تر آن ویرایش شود.

واژه‌های کلیدی: سنجش از دور، حسابداری آب، نشانگرهای کارایی، کاربری زمین.

در طول سال‌های گذشته، جهان از وضعیت پرآبی به وضعیت کمبود آب تغییر کرده است. رشد جمعیت، تغییر الگوی غذایی و رشد اقتصادی، برخی از دلایل افزایش مصرف آب می‌باشد که باعث افزایش رقابت برای آب در قسمت‌های مختلف، تشکیل حوضه‌های بسته (حوضه‌ای که همه آب در دسترس آن مصرف می‌شود)، برداشت بیش از اندازه از منابع آب زیرزمینی، فروپاشی خاک، کاهش توان محیط‌زیست و بیابان‌زایی ناشی از فعالیت‌های انسان خواهد شد (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a). تغییر اقلیم، گوناگونی در آب و هوا و همچنین دیگر تغییرات جهانی و منطقه‌ای مانند کاهش سطح آب‌های زیرزمینی، موجب تشدید مسائل مربوط به آب می‌شود (Bastiaanssen و Peiser، ۲۰۱۵). گسترش رقابت برای دستیابی به منابع محدود و کمیاب آب، تقاضا برای استفاده بهینه از آب را زیاد کرده است. همچنین وجود اطلاعات دقیق در مورد آب برای مدیریت منابع الزامی است که این مسئله ضرورت شکل‌گیری حسابداری آب را بیش از پیش آشکار می‌سازد (Slattery، ۲۰۰۸). سامانه حسابداری آب، رویکردی در جهت استاندارد کردن نحوه‌ی سازماندهی داده‌ها و اطلاعات می‌باشد. این سامانه، به‌منظور فراهم نمودن مدیریتی جامع و یکپارچه برای منابع آبی با سازماندهی داده‌های مختلف از بخش‌های گوناگون هیدرولوژیکی، زیست‌محیطی و اقتصادی امکان پردازش و تفسیر آن‌ها را در کنار یکدیگر فراهم می‌کند. هدف اصلی رویکرد حسابداری آب، به‌دست‌آوردن داده‌های مهم از منابع آب و اقتصاد، دسته‌بندی آن‌ها در قالب حساب‌ها، در کنار هم قرار دادن حساب‌ها و ایجاد بستری مناسب برای استخراج نشانگرهای تحلیلی است (بابائیان و همکاران، ۱۳۹۵).

رویکرد حسابداری آب با الگوبرداری از حسابداری مالی به گردآوری و شفاف‌سازی اطلاعاتی از قبیل میزان ذخیره موجود منابع آبی در نقطه‌ای از زمان و تغییرات آن در طی زمان می‌پردازد و ابزاری کارا در جهت مدیریت پایدار منابع آبی فراهم می‌آورد. اطلاعات ارائه شده توسط رویکرد حسابداری آب، مدیران و تصمیم‌گیران سیاسی را برای گرفتن تصمیمات کارا در زمینه بهره‌برداری از منابع آبی از قبیل توزیع آب بین بخش‌های مختلف اقتصادی و میزان تقاضای برنامه‌ریزی شده یاری می‌کند (ابوالحسنی و خلیلی، ۱۳۹۵). به‌طور کلی در ایران مطالعات کمتری در رابطه با حسابداری آب انجام شده و تاکنون پژوهشی با کاربرد چارچوب WA+^۱ نیز منتشر نشده است.

یوسف‌زاده و همکاران (۱۳۹۳) سامانه منابع آب در محدوده مطالعاتی مشهد را با رویکرد یکپارچه بر اساس چارچوب حسابداری آب SEEA-Water^۲ ارزیابی کردند. باتوجه به این چارچوب، نشانگرهایی استخراج شد و نتایج اولویت‌بندی تخصیص آب نشان داد به‌منظور به‌دست‌آوردن بهره‌وری بالاتر در مصرف آب و نیز حفظ تعادل آبخوان، کاهش سهم تخصیص آب به بخش کشاورزی و باز تخصیص

قسمتی از آن به بخش خدمات از امتیاز و اهمیت بالایی برخوردار است. بابائیان و همکاران (۱۳۹۵) در پژوهشی آسیب‌پذیری سیستم منابع آب نسبت به کم‌آبی را با استفاده از چارچوب حسابداری آب SEEA-Water در محدوده مطالعاتی رفسنجان تحلیل کردند. در این پژوهش برای ارزیابی آسیب‌پذیری، نشانگرهایی به کمک حسابداری آب استخراج شد. نتایج نشان داد سیستم‌های منابع آب و اقتصادی-اجتماعی منطقه مورد مطالعه نسبت به کمبود آب آسیب‌پذیر است. هدف از این مطالعه معرفی چارچوب WA+ به‌عنوان روشی آسان و استاندارد است که وضعیت مدیریت آب و زمین را در حوضه‌های آبریز پیچیده توصیف می‌کند. داده‌های مورد نیاز این چارچوب می‌تواند از تصاویر ماهواره‌ای تهیه شود. Bastiaanssen (۲۰۰۹) برای اولین بار WA+ را بر اساس چارچوب TWMI^۳ معرفی نمود. در این پژوهش سه کاربرد^۴ منابع آب، مصارف و میزان بهره‌وری محصول معرفی شد. کاربرد منابع آب بر اساس کاربری‌های مختلف زمین و همچنین استفاده از تصاویر ماهواره‌ای برای برآورد بارش، تبخیر، میزان زیست توده و تهیه نقشه‌های کاربری زمین توسعه داده شد. Droogers و همکاران (۲۰۱۰) با استفاده از چارچوب WA+، وضعیت منابع آبی در اوکوانگو واقع در کشور آنگولا را تحلیل کردند و کاربری‌های حسابداری را ارائه نمودند. نسبت تبخیر-تعرق به بارندگی حدود ۱۰۲ درصد به‌دست آمد که نشان داد مقدار آبی که مصرف می‌شود کمی بیشتر از میزان بارش‌ها می‌باشد. همچنین نشانگر بسته بودن حوضه حدود ۹۲ درصد محاسبه شد و نشان داد که این حوضه هنوز به یک حوضه بسته تبدیل نشده است. Karimi و همکاران (۲۰۱۳a) تلاش نمودند که کاربری‌های دیگری برای WA+ توسعه دهند. در این مطالعه چهار کاربرد منابع آب، تبخیر-تعرق، بهره‌وری محصول برداشت معرفی شد. همچنین (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳b) کاربرد چارچوب WA+ را برای ارزیابی کاهش منابع آبی، تغییرات ذخیره و بهره‌وری زمین و آب در حوضه اینداس نشان دادند. آن‌ها بیان کردند که چگونه برآوردهای حاصل از تصاویر ماهواره‌ای برای بارش، تبخیر-تعرق و میزان زیست‌توده می‌تواند در WA+ مفید واقع شود و چگونه نتایج حسابداری می‌تواند برای شناسایی مشکلات و حل آن‌ها در آینده تفسیر شود. در نتایج حسابداری آن‌ها گزارش شد که حوضه اینداس تقریباً یک حوضه بسته است و حدود ۹۵ درصد از آب قابل دسترس مصرف می‌شود و همچنین نیمی از این آب مصرفی در فرآیندهایی که سود کمی دارند استفاده می‌شود. همچنین مصرف سالانه آب به اضافه جریان‌های خروجی در این حوضه از کل بارندگی بیشتر است. بنابراین مقدار ذخیره آب زیرزمینی در حال کاهش است. Dost و همکاران (۲۰۱۲) نیز کاربری‌های منابع آب، تبخیر-تعرق و بهره‌وری محصول را برای حوضه رودخانه آواش واقع در کشور اتیوپی برای سه سال خشک، تر و نرمال تهیه نمودند. آن‌ها گزارش کردند که میانگین سالانه بارش در حوضه حدود ۵۸۱ میلی‌متر و مقدار تبخیر-تعرق ۵۰۷ میلی‌متر است، بنابراین حدود ۷۴ میلی‌متر از آب مازاد می‌تواند

آبخوان را تغذیه کند. Bastiaanssen و همکاران (۲۰۱۵) از نسخه توسعه یافته چارچوب WA+ برای تهیه گزارش‌های وضعیت منابع آب و مدیریت آن در حوضه رودخانه کا واقع در ویتنام استفاده کردند. آن‌ها در ابتدا گزارشی از مشکلات موجود در حوضه تهیه کردند و سپس راه‌حلهایی برای آن ارائه کردند. راه‌حلهایی از جمله ایجاد سیستم‌های جنگلی سالم برای ذخیره باران و کنترل رواناب و در نتیجه کاهش فرسایش را گزارش کردند. همچنین راه‌کارهایی مانند ساخت مخازن بیشتر، مدیریت بهتر آب‌های خروجی از سدها بر اساس نیازهای پایین دست و نیازهای محیط‌زیست در دستور کار قرار گرفت. Bastiaanssen و Peiser (۲۰۱۵) برای رودخانه هیلمند واقع در کشور افغانستان از چارچوب WA+ برای تولید جدول‌های حسابداری آب استفاده کردند. پژوهش آن‌ها نشان داد که مصرف آب

معرفی سامانه‌های حسابداری موجود

در دهه اخیر حسابداری آب به عنوان یک مفهوم نوین توجه بسیاری از متخصصان آب را به خود جلب کرده است. تاکنون سازمان‌های ملی و بین‌المللی مانند بخش آمار سازمان ملل (UNSD)^۵، بخش آب سازمان ملل (UN-Water)^۶، فائو (FAO)^۷، سازمان بین‌المللی مدیریت آب (IWMI)، کمیسیون بین‌المللی آبیاری و زهکشی (ICID)^۸ و دولت استرالیا چارچوب‌هایی برای حسابداری آب ارائه کرده‌اند (Godfrey و Chalmers، ۲۰۱۲). همچنین در سال‌های اخیر چارچوب جدیدی از حسابداری آب بر پایه بیلان منابع آب حوضه آبریز، بر اساس قوانین IMWI و موسسه مهندسی هیدرولیک و محیط‌زیست دانشگاه دلف هلند و همچنین با همکاری فائو در سال ۲۰۱۳ توسعه یافته است (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a). به‌طور کلی چارچوب‌های حسابداری آب بر اساس چگونگی مطالعه منابع آب و روش‌های برآورد مصارف آب به دو دسته تقسیم می‌شوند: گروه اول روش‌های مبتنی بر جریان‌های فیزیکی آب هستند. روش‌های حسابداری مبتنی بر جریان‌های فیزیکی آب بر

در بخش کشاورزی حدود ۴۵ درصد آب قابل بهره‌برداری است و ۳۵ درصد آب قابل در دسترس است. همچنین آن‌ها نشان دادند که کاهش مصرف ناسودمند آب، از دو روش کشاورزی دیم و کشاورزی فاریاب امکان‌پذیر است. آن‌ها پیشنهاد دادند که فرآیندهای مدیریتی می‌تواند برای افزایش نفوذ آب در خاک مانند نگهداشت آب باران، افزایش ظرفیت نگهداشت رطوبت خاک با اضافه کردن مواد آلی به خاک و کاهش تبخیر از سطح خاک با استفاده از مالچ به کار گرفته شوند. در این مقاله ضمن معرفی سامانه‌های حسابداری موجود و بیان محدودیت‌های آن‌ها، چارچوب تحلیلی WA+، نقش دسته‌بندی کاربری زمین در چارچوب WA+، لزوم استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، نشانگرهای کارایی، سودمندی‌ها و محدودیت‌های WA+ نیز بیان شده است.

اساس داده‌های اندازه‌گیری شده دبی رودخانه، آب‌بندها، تخصیص‌ها و برداشت‌ها می‌باشد. این سامانه‌ها بیشتر مفهوم آب آبی را در نظر می‌گیرند. این گروه چندین سامانه حسابداری مانند فائو، سامانه حسابداری اقتصادی-محیط‌زیستی سازمان ملل (SEEA-Water) و سامانه حسابداری استرالیا را در برمی‌گیرد. گروه دوم روش‌های مبتنی بر میزان آب مصرف شده می‌باشند. این روش‌های حسابداری در فرآیندهای محاسباتی خود مقدار مصارف آب را به جای میزان برداشت آب از منابع در نظر می‌گیرند. آب مصرفی به گونه‌ای است که کاربرد آن برای پایین دست امکان‌پذیر نباشد. براساس این تعریف، آب به صورت تبخیر/تعرق، جریان‌های چاه‌های^۹، شرکت در فرآیند تولید محصول یا کاهش کیفیت، مصرف می‌شود. همچنین به دلیل کمبود داده‌های مربوط به مقدار برداشت و جریان‌های برگشتی در حوضه‌های آبریز، کاربرد میزان مصارف به جای مقادیر برداشت می‌تواند از خطاهای برآورد آب برگشتی جلوگیری کند. چارچوب‌های حسابداری IWMI و ICID در این دسته قرار دارند. سامانه‌های حسابداری موجود هر یک دارای محدودیت‌هایی هستند که به برخی از آن‌ها در جدول (۱) اشاره شده است (Karimi و همکاران، ۲۰۱۲).

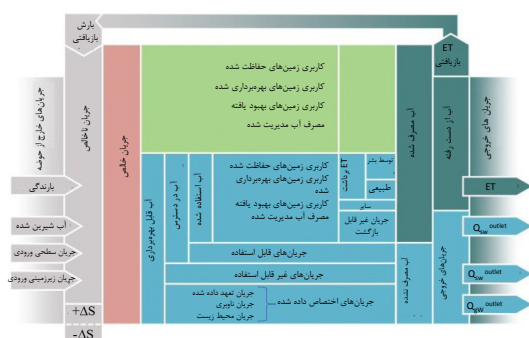
جدول ۱- شناسایی محدودیت‌های موجود در سامانه‌های حسابداری موجود

محدودیت‌ها	سامانه حسابداری
نتایج برخی از این چارچوب‌ها برای کاربرد در تصمیم‌گیری‌ها بسیار پیچیده است.	SEEA-Water و سامانه حسابداری آب استرالیا
ورودی‌های مورد نیاز آن‌ها اغلب قابل دسترس نیست یا بر پایه پایش دراز مدت آن‌ها می‌باشد.	SEEA-Water و سامانه حسابداری آب استرالیا
بعضی از آن‌ها فقط مقادیر رواناب و برداشت از منابع را در نظر می‌گیرند.	سامانه حسابداری آب استرالیا و FAO
برخی از این چارچوب‌ها امکان تهیه حساب‌های مبتنی بر جریان‌های آب را به صورت دنباله‌های زمانی فراهم نمی‌کنند.	FAO، IWMI و ICID
برخی از این چارچوب‌ها ویژه منطقه خاصی هستند و جهانی نیستند.	SEEA-Water و سامانه حسابداری آب استرالیا
برخی قادر به ارزیابی اثرات به کارگیری روش‌های مختلف مدیریتی در منابع و مصارف آب نیستند.	SEEA-Water و سامانه حسابداری آب استرالیا
برخی پیوند بین کاربری زمین و جریان آب را در نظر نمی‌گیرند.	سامانه حسابداری آب استرالیا، SEEA- Water، IWMI و ICID

روش WA+ چارچوبی آسان، قابل فهم و استاندارد است که وضعیت مدیریت آب و زمین را در حوضه‌های آبریز پیچیده توصیف می‌کند. کمبود دسترسی به داده‌های منابع آب در حوضه‌های بین‌المللی یکی از چالش‌های بزرگ است. بنابراین استفاده از تصاویر ماهواره‌ای گزینه مناسبی برای دسترسی به داده‌های پایه هیدرولوژیکی و فرایندهای سطح زمین است. با توجه به اینکه دسترسی به داده‌ها یکی از نکات کلیدی برای تهیه حساب‌های آب در حوضه‌های آبریز می‌باشد، داده‌های خام از تصاویر ماهواره‌ای نیاز به یکپارچه‌سازی، دسته‌بندی و ارائه در چارچوب قابل فهم دارند (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a).

چارچوب WA+ از قانون‌های سامانه حسابداری آب IWMI پیروی می‌کند و مقدار مصرف را به جای برداشت در نظر می‌گیرد. WA+ تعریف همسانی برای مصرف آب در نظر می‌گیرد، اما جزئیات بیشتری در فرایندهای ضروری در بر می‌گیرد. فرایند اصلی این چارچوب بر میزان مصرف آب بر اساس کاربری‌های مختلف زمین و آب قرار داده شده است. WA+ بر اساس روش بیان آب نهاده شده است. اساس بیان آب در این روش به این صورت است که جریان خروجی در یک حوضه آبریز به دو بخش جریان خالص آب و مصرف آب در فرایندهای تبخیر-تعرق تقسیم می‌شود. در این روش نیازی به محاسبه برداشت و جریان برگشتی نیست و مقدار مصرف از داده‌های ماهواره‌ای می‌تواند اندازه‌گیری شود که از دلایل انتخاب این روش محسوب می‌شود.

بیان کلی در یک حوضه در یک بازه زمانی به صورت زیر بیان می‌شود:



شکل ۱- کاربرگ منابع آب (m3/yr)



شکل ۲- کاربرگ تبخیرتعرق (m3/yr)

روش WA+ چارچوبی آسان، قابل فهم و استاندارد است که وضعیت مدیریت آب و زمین را در حوضه‌های آبریز پیچیده توصیف می‌کند. کمبود دسترسی به داده‌های منابع آب در حوضه‌های بین‌المللی یکی از چالش‌های بزرگ است. بنابراین استفاده از تصاویر ماهواره‌ای گزینه مناسبی برای دسترسی به داده‌های پایه هیدرولوژیکی و فرایندهای سطح زمین است. با توجه به اینکه دسترسی به داده‌ها یکی از نکات کلیدی برای تهیه حساب‌های آب در حوضه‌های آبریز می‌باشد، داده‌های خام از تصاویر ماهواره‌ای نیاز به یکپارچه‌سازی، دسته‌بندی و ارائه در چارچوب قابل فهم دارند (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a).

چارچوب WA+ از قانون‌های سامانه حسابداری آب IWMI پیروی می‌کند و مقدار مصرف را به جای برداشت در نظر می‌گیرد. WA+ تعریف همسانی برای مصرف آب در نظر می‌گیرد، اما جزئیات بیشتری در فرایندهای ضروری در بر می‌گیرد. فرایند اصلی این چارچوب بر میزان مصرف آب بر اساس کاربری‌های مختلف زمین و آب قرار داده شده است. WA+ بر اساس روش بیان آب نهاده شده است. اساس بیان آب در این روش به این صورت است که جریان خروجی در یک حوضه آبریز به دو بخش جریان خالص آب و مصرف آب در فرایندهای تبخیر-تعرق تقسیم می‌شود. در این روش نیازی به محاسبه برداشت و جریان برگشتی نیست و مقدار مصرف از داده‌های ماهواره‌ای می‌تواند اندازه‌گیری شود که از دلایل انتخاب این روش محسوب می‌شود.

بیان کلی در یک حوضه در یک بازه زمانی به صورت زیر بیان می‌شود:

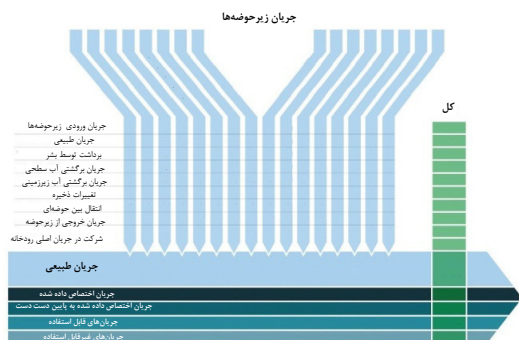
$$P + (Q_{in}^{SW} + Q_{in}^{GW}) - ET - (Q_{out}^{SW} + Q_{out}^{GW}) + \Delta S = 0 \quad (1)$$

که در آن، P بارندگی، Q_{in}^{SW} و Q_{in}^{GW} جریان‌های سطحی و زیرزمینی ورودی به حوضه، Q_{out}^{SW} و Q_{out}^{GW} جریان‌های خروجی سطحی و زیرزمینی، ET میزان کل تبخیرتعرق و ΔS تغییرات در مقدار ذخیره است.

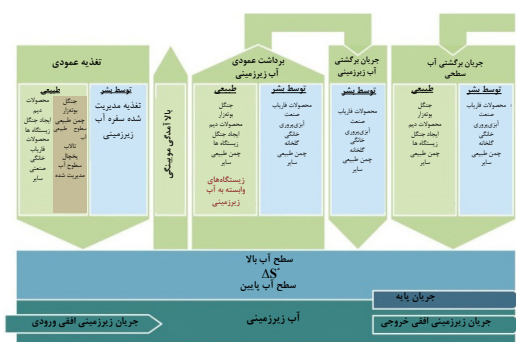
پارامتر تغییرات در مقدار ذخیره به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$\Delta S = \Delta S_f^{SW} + \Delta S_f^{GW} + \Delta S_f^{SM} + \Delta S_p \quad (2)$$

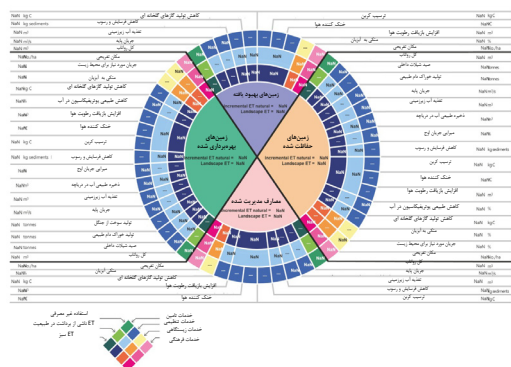
که در آن، ΔS_f^{SW} ، ΔS_f^{GW} و ΔS_f^{SM} به ترتیب تغییرات در مقدار ذخیره آب شیرین به صورت سطحی و زیرزمینی و ذوب حاصل از برف و یخ می‌باشد. ΔS_p تغییرات در مقدار آب آلوده شده است (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a).



شکل ۷- کاربرد آب سطحی (m³/yr)



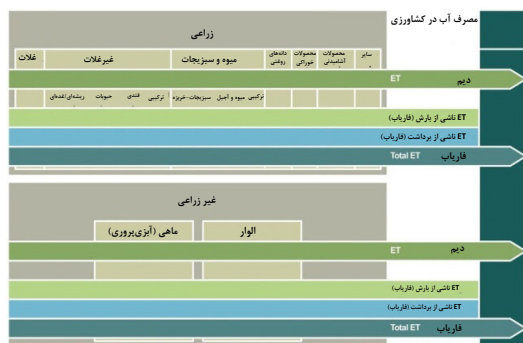
شکل ۸- کاربرد آب زیرزمینی (m³/yr)



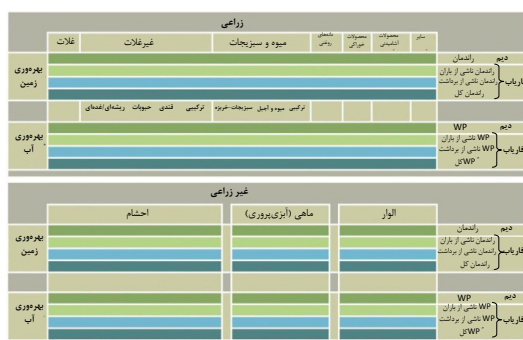
شکل ۹- کاربرد خدمات بوم‌زیستی-هیدرولوژیکی



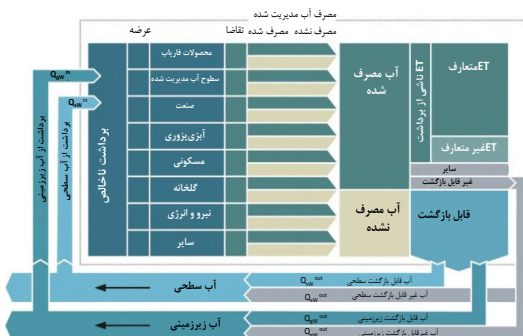
شکل ۱۰- کاربرد یابرداری



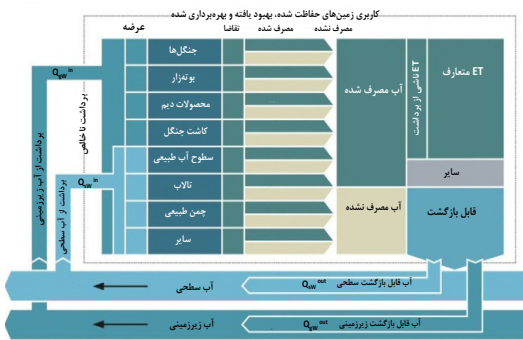
شکل ۳- کاربرد خدمات کشاورزی- قسمت اول: مصرف آب در کشاورزی (m³/yr)



شکل ۴- کاربرد خدمات کشاورزی- قسمت دوم: بهره‌وری
زمین (kg/ha/yr) و بهره‌وری آب (kg/m³)



شکل ۵- کاربرد آب استفاده شده -
قسمت اول: توسط بشر (m^3/yr)



شکل ۶- کاربرد آب استفاده شده -
قسمت دوم: طبیعی (m³/yr)

جدول ۲- معرفی کاربرگ‌های چارچوب حسابداری WA+

کاربرگ	فرایند تصمیم‌گیری در مدیریت آب	فرایندهای هیدرولوژیکی
کاربرگ منابع آب	دید کلی از منابع آب قابل بهره‌برداری، قابل مدیریت، غیرقابل مدیریت، اختصاص داده شده، استفاده شده و قابل استفاده را ایجاد می‌کند. پیوند بین تبخیرتعلق ناشی از بارش و تبخیرتعلق ناشی از برداشت‌های طبیعی و انسانی را تعیین می‌نماید. کمی کردن چرخه جو	بارندگی، تبخیرتعلق، رواناب، جریان‌های خالص و جریان رطوبتی جو
کاربرگ تبخیرتعلق	محاسبه مصرف آب به‌وسیله دسته‌بندی کاربری زمین و گروه‌های مصرف‌کننده آب، توصیف تأثیر انسان بر تبخیرتعلق، مصرف سودمند و ناسودمند، تقسیم مصرف سودمند به کشاورزی، زیست‌بومی، اقتصاد، انرژی، بخش تفریحی	تبخیرتعلق از خاک و سطح آب، تعلق و برگاب
کاربرگ خدمات کشاورزی	حفظ امنیت غذایی، تخصیص آب به آبیاری، نگهداری از سامانه‌های تولید دیم، تعریف سامانه‌های کشت آینده، اصلاح کاربری زمین، نشان دادن امکان ذخیره آب در بخش کشاورزی، کاهش و یا توسعه زمین‌های آبیاری شده	محصول، مصرف و بهره‌وری آب
کاربرگ آب استفاده شده	شناسایی مصرف‌های مختلف آب، شناسایی برداشت‌های انسانی و طبیعی، توصیف برداشت از آب سطحی و زیرزمینی، تمیز دادن بین آب مصرف شده و مصرف نشده، شناسایی آبهای قابل بازیافت و غیر قابل بازیافت، کمی کردن چرخه آب	برداشت‌ها، مصرف، جریان برگشتی، زهکشی، تغذیه، کاهش کیفیت آب
کاربرگ آب سطحی	شناسایی آب‌های سطحی در دسترس و برداشت‌های قابل استفاده در هر قسمت از حوضه، آماده سازی طرح‌های اختصاص آب سطحی، تعریف حقایق، ناوبری، حفظ گونه‌های در معرض خطر، برنامه‌ریزی زیرساخت‌ها و توسعه منابع آب	رواناب، زهکشی، برداشت، جریان طبیعی، جریان خالص، جریان برگشتی، تغییر در ذخیره
کاربرگ آب زیرزمینی	ارزیابی آبخوان‌ها به‌عنوان مخزن‌های ذخیره برای خشکسالی‌ها و نقش آن‌ها به‌عنوان یک مخزن ذخیره، آماده کردن طرح‌های برداشت مطمئن از آب زیرزمینی (یعنی جلوگیری از کاهش سطح آب زیرزمینی)، ارائه مجوز بهره‌برداری، تغذیه مدیریت شده آبخوان	تغذیه، برداشت‌ها، جریان برگشتی، جریان جانبی
کاربرگ خدمات بوم‌زیستی هیدرولوژیکی	حفاظت از تنوع زیستی گیاهان و جانوران، نگهداشت سیلاب و جریان‌های تاخیری، اجرای کشاورزی هوشمند، جلوگیری از تخریب فیزیکی و شیمیایی زمین، بازچرخانی جریان با کیفیت آب کاهش یافته، ترسیب کربن، کاهش آزاد شدن گازهای گلخانه‌ای، انعطاف پذیری خشکسالی، فرسایش خاک، رشد اقتصادی	بارش قابل بازیافت، رواناب سطحی، جریان پایه، دبی رودخانه، بهره‌وری آب، فرسایش، تبادل بین زمین و جو یعنی گازهای گلخانه‌ای (H_2O , CO_2 , CH_4)، N_2O ، ترسیب کربن، ظرفیت ذخیره آب
کاربرگ پایداری	پایش تغییرات در سطح، حجم و همچنین تغییرات در دوره و بزرگی سیلاب‌ها و خشکسالی‌ها، تغییرات در کاربری زمین، تغییرات در خدمات کشاورزی و محیط‌زیستی	دوره‌های زمانی بارش، رطوبت خاک، تغییرات کاربری زمین، ناهنجاری‌های تبخیرتعلق

جدول ۳- تعریف واژه‌های به‌کاربرده شده در چارچوب WA+

واژه‌ها	تعریف
جریان ناخالص ^{۱۰}	کل حجم آب ورودی به حوضه است که شامل بارندگی و هر نوع جریان ورودی از منابع سطحی و زیرزمینی از خارج از مرزهای حوضه می‌شود.
جریان خالص ^{۱۱}	به مقدار جریان ناخالص پس از اصلاح آن برای تغییرات ذخیره آب در یک دوره زمانی گویند. تغییرات در مقدار ذخیره آب شیرین شامل ذخیره آب سطحی، ذخیره آب زیرزمینی شامل رطوبت خاک، ذوب برف و یخ می‌شود. زمانی که برداشت از منابع آب زیرزمینی انجام گیرد، جریان ورودی خالص به همان اندازه از جریان ناخالص بیشتر می‌شود.
تبخیر-تعرق سبز ^{۱۲} (آب سبز) (Rockstorm و Falkenmark، ۲۰۰۶)	تبخیرتعرق ناشی از چرخه طبیعی آب و بدون در نظر گرفتن برداشتها
آب قابل بهره‌برداری ^{۱۳} (آب آبی) (Rockstorm و Falkenmark، ۲۰۰۶)	آب قابل بهره‌برداری که در مخزن‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و آب‌های زیرزمینی موجود است به سه بخش آب مورد استفاده، آب قابل استفاده، آب غیر قابل استفاده و جریان‌های اختصاص داده شده تقسیم می‌شود.
جریان‌های اختصاص داده شده ^{۱۴}	این جریان‌ها شامل جریان‌هایی که تعهد داده شدند، جریان‌های ناوبری و جریان‌های محیط‌زیستی می‌شوند.
آب در دسترس ^{۱۵}	آب قابل بهره‌برداری منهای آب اختصاص داده شده و جریان‌های غیر قابل استفاده، آب در دسترس است که می‌تواند برای استفاده در بخش‌های مختلف به کار رود.
آب استفاده شده ^{۱۶}	آبی که به مصرف رسیده و شامل تبخیرتعرق اضافی و آب آلوده شده می‌باشد.
آب قابل استفاده ^{۱۷}	آب در دسترس منهای آب استفاده شده را، آب قابل استفاده می‌نامند. آبی که نه مصرف شده و نه اختصاص داده شده و قابل استفاده برای حوضه یا صادر کردن آن به حوضه‌های دیگر است.
آب غیر قابل استفاده (آب تنظیم‌نشده) ^{۱۸}	جریان‌هایی هستند که اغلب در هنگام سیل یا بعد از آن جاری می‌شوند. قسمتی از این آب‌ها می‌تواند برای استفاده در پایین‌دست سهمیه‌بندی شوند اما چون حجم و زمان وقوع آن‌ها نامشخص است در دسته‌ای جدا گانه قرار گرفته‌اند.
جریان‌های خروجی ^{۱۹}	مقدار آبی که به‌صورت فیزیکی حوضه را ترک کرده که به‌صورت سطحی و زیرزمینی است.
ET سودمند و ناسودمند ^{۲۰}	در کاربرد تبخیر تعرق می‌توان مصارفی همچون تبخیر از سطح خاک، آب، سطوح خیس مانند ساختمان‌ها و برگ‌ها را مصارف ناسودمند دانست و فرایند تعرق را مصرف سودمند دانست. البته گاهی بسته به هدف مورد نظر می‌تواند این تعاریف کمی تغییر کند.

نقش دسته‌بندی کاربری زمین در WA+

برای نشان دادن نقش تغییرات کاربری زمین در چارچوب WA+، دسته‌های مختلف کاربری زمین در چهار دسته اصلی براساس توانایی مدیریت آن‌ها قرار می‌گیرند. این گروه‌ها شامل مصرف آب مدیریت شده، کاربری زمین‌های بهبود یافته، کاربری زمین‌های بهره‌برداری شده و کاربری زمین‌های حفاظت شده هستند (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a):

۱. دسته «مصرف آب مدیریت شده»^{۲۱}: نوعی از دسته‌بندی کاربری زمین است که در آن چرخه آب با ساخت سازه‌های فیزیکی دست‌کاری می‌شود، آب برای هدف‌های مختلف، نگهداری، برداشت و پمپاژ می‌شود و توسط ایستگاه‌های پمپاژ، شیرها، لوله‌ها، سدها، بندها، دریچه‌ها، کانال‌ها، آبگیرها،

کالورت‌ها به مصرف می‌رسد. برای نمونه طرح‌های تامین آب شرب، سیستم‌های آبیاری، ذخیره برای نیروگاه‌ها، دریانوردی، ذخیره سیلاب در تالاب‌ها، مصرف آب خانگی در مناطق شهری و روستایی، کشاورزی فاریاب، توسعه صنعت برای پیشرفت اقتصادی و زمین‌های گلف را شامل می‌شود.

۲. دسته «کاربری زمین‌های بهبود یافته»^{۲۲}: به زمین‌هایی گفته می‌شود که توسط فعالیت‌های بشر برای تولید غذا، علوفه، سوخت‌های بیوفیزیکی و پرورش ماهی تغییر زیادی یافتند. همچنین شامل شبکه جاده‌ها، مکان‌های دفن زباله و توسعه مکان‌های تفریحی و مکان‌هایی برای رشد اجتماعی و اقتصادی هستند.

۳. دسته «کاربری زمین‌های بهره‌برداری شده»^{۲۳}: مناطقی شامل دامنه‌ای از خدمات زیست‌بومی هستند که ارتباط کمی با کارهای بشر دارند، اگرچه انسان‌ها از خدمات آن برای تولید غذا یا چوب

برای سوخت و چادرنشینی در چراگاه‌های طبیعی استفاده می‌کنند. برای نمونه، این گروه شامل چمن‌زارها یا دشت‌ها (برای چراندن یا تهیه چوب) و زمین‌های جنگلی (برای الوار) می‌شود. این دسته برای چرخه کربن نیز مطلوب است. نمونه‌های دیگر این نوع کاربری شامل حیوانات اهلی و وحشی، پرندگان، چوب‌ذغال، نفت و معدن می‌شود. زیست‌بوم‌های وابسته به آب‌های زیرزمینی بخشی از این

لزوم استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در WA+

جمع‌آوری داده از منابع و سازمان‌های مختلف برای کاربرد آن در WA+ پرچالش‌ترین کار و درعین‌حال مانعی بزرگ برای کاربردی کردن حسابداری آب است. ابزار سنجش از دور می‌تواند داده‌های مکانی را تولید کند و این امکان را فراهم می‌کند که چارچوب حسابداری برای مکان‌هایی که ایستگاه اندازه‌گیری وجود ندارد یا به تعداد کافی نیست به‌کارگرفته شود. فایده دیگر استفاده از سنجش از دور، هزینه کم برآورد داده‌ها و سرعت دسترسی به آن‌ها می‌باشد. اندازه‌گیری‌های میدانی وقت‌گیر، گران و تفسیر آن‌ها پیچیده است؛ اما این اندازه‌گیری‌ها در کنار داده‌های ماهواره‌ای می‌توانند برای تکمیل و بهبود آن‌ها سودمند باشند. داده‌های مربوط به کاربری زمین، بارندگی، تبخیر-تعرق، رطوبت خاک، تولید زیست‌توده همه می‌توانند از داده‌های خام ماهواره‌ای محاسبه شوند به شرط اینکه الگوهای محاسبه‌ای مناسبی برای آن‌ها انتخاب شود (Calmant و همکاران، ۲۰۰۸). Karimi و همکاران (۲۰۱۵a) صحت الگوریتم‌های سنجش از دور را برای برآورد تبخیر-تعرق، بارندگی و کاربری زمین با مرور مقالات زیادی در سرتاسر دنیا در مقایسه با داده‌های زمینی بررسی کردند. بررسی آن‌ها نشان داد که با استفاده از روش‌های سنجش از دور برای دوره‌های فصلی و سالانه مقدار تبخیر-تعرق می‌تواند با دقت حدود ۹۵٪، بارش با دقت ۸۲٪ و کاربری زمین با دقت ۸۵٪ برآورد شود. بنابراین استفاده از داده‌های ماهواره‌ای را گامی بزرگ برای پژوهش‌های هیدرولوژیکی عنوان می‌کنند. با این وجود نیاز به مطالعات و بررسی‌های بیشتر در آینده را نیز پیشنهاد می‌کنند.

Karimi و همکاران (۲۰۱۵b) در پژوهش خود تأثیر خطاهای برآورد سنجش از دور را بر حسابداری آب و اطلاعاتی که به تصمیم‌گیرندگان می‌دهد بررسی کردند. برای این منظور حوضه آواش در کشور اتیوپی را مورد مطالعه قرار دادند. از روش مونت کارلو برای شبیه‌سازی تصادفی خروجی‌های WA+ در یک دوره

گروه است که به‌عنوان گونه‌های مهاجم هستند. ۴. دسته «کاربری زمین‌های حفاظت شده»^{۲۴}: مناطقی هستند که دست‌کاری بشر در آن‌ها کم بوده است که شامل زیست‌بوم‌های طبیعی، جنگل‌ها، آب‌نگارهای حفاظت شده، پارک‌های حفاظت شده، تپه‌های شنی، یخچال‌ها و تالاب‌های دارای اهمیت بین‌المللی هستند.

سه ساله استفاده کردند. نتایج نشان داد که میانگین تصادفی بیشتر پارامترهای WA+ و نشانگرهای کارایی^{۲۵} دارای ۵ درصد انحراف از مقادیر WA+ بر اساس یک اجرای منفرد دارد. محاسبات تصادفی به‌عنوان فرایند استاندارد برای WA+ انتخاب شد زیرا این روش دامنه‌ای از عدم قطعیت برای هر خروجی WA+ در نظر می‌گیرد. بیشتر پارامترهای WA+ و نشانگرهای کارایی دارای ضریب تغییرات کمتر از ۲۰ درصد بودند که قابل قبول می‌باشد. نتایج بررسی برای حوضه آواش نشان داد که آب استفاده شده و نشانگر نسبت بسته بودن حوضه بیشترین خطا را دارد.

پژوهشگران زیادی در ایران نیز با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، تبخیر-تعرق واقعی، بارش و میزان محصولات کشاورزی را اندازه‌گیری کرده‌اند. سهیلی‌فر و همکاران (۱۳۹۲) پژوهشی در سازمان کشت و صنعت نیشکر میرزا کوچک خان واقع در استان خوزستان انجام دادند، تبخیر-تعرق واقعی برآورد شده از طریق مدل سبال با تبخیر-تعرق گیاه محاسبه شده به روش فائو-پنمن-مانتیت در روزهای گذر ماهواره لندست ۷^{۲۶} مقایسه شد و نمایه‌های آماری مقایسه مذکور به‌صورت $RMSE = 0.66$ و $R^2 = 0.87$ و SSE میلیمتر بر روز برای برآورد تبخیر-تعرق واقعی و به‌دست‌آمد.

امیدوار و همکاران (۱۳۹۲) در مطالعه‌ای امکان استفاده از الگوریتم سبال جهت محاسبه تبخیر-تعرق واقعی با استفاده از تصاویر سنجنده مودیس در زیر حوضه آبریز مشهد را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که تصاویر سنجنده مودیس و الگوریتم سبال قادر هستند مقدار تبخیر-تعرق واقعی را در مقیاس روزانه در منطقه مشهد به خوبی برآورد نمایند.

مددی و همکاران (۱۳۹۴) قابلیت داده‌های ماهواره TRMM^{۲۷} در برآورد بارش روزانه، ماهانه و سالانه برای دوره آماری ۲۰۱۲-۲۰۰۰ و مقایسه آن با داده‌های بارش ۳۰ ایستگاه هواشناسی در غرب ایران را بررسی کردند. نتایج نشان داد که همبستگی معنی‌داری در سطح ۵ درصد بین داده‌های بارش زمینی و ماهواره‌ای در مقیاس ماهانه و سالانه وجود دارد.

۲. نسبت تبخیرتغرق سودمند = (تبخیر سودمند + تعرق سودمند) /

تبخیرتغرق کل

۳. نسبت تبخیرتغرق مدیریت شده = تبخیرتغرق مدیریت شده / تبخیرتغرق کل: این نسبت نشان می‌دهد که چه مقدار از تبخیرتغرق در حوضه می‌تواند با کاربری زمین، عملیات شخم و برداشت آب مدیریت شود.

۴. نسبت تبخیرتغرق کشاورزی = تبخیرتغرق ناشی از کشاورزی / تبخیرتغرق کل

۵. نسبت تبخیرتغرق ناشی از آبیاری = تبخیرتغرق ناشی از زمین‌های آبیاری شده / تبخیرتغرق ناشی از کشاورزی: این نسبت نشان می‌دهد چه مقدار از تبخیرتغرق اتفاق افتاده در زمین‌های کشاورزی مربوط به کشاورزی فاریاب است.

• کاربرگ خدمات کشاورزی:

۱. بهره‌وری زمین برای محصولات کشاورزی = میزان محصول کشاورزی / مساحت زمین: این نسبت تولید محصول را در واحد سطح زمین در یک دوره حسابداری بر حسب کیلوگرم در هکتار بیان می‌کند.

۲. بهره‌وری زمین برای مراتع = میزان محصول برداشت شده از مرتع / مساحت مرتع

۳. بهره‌وری آب برای محصولات دیم = میزان محصول برداشت شده از زمین‌های دیم / تبخیرتغرق محصولات دیم

۴. بهره‌وری آب برای محصولات فاریاب = میزان محصول برداشت شده از زمین‌های فاریاب / تبخیرتغرق محصولات فاریاب

۵. وابستگی تولید غذا به آبیاری = تولید غذا از زمین‌های فاریاب / تولید کل غذا

• کاربرگ آب استفاده شده:

۱. نسبت برداشت از آب زیرزمینی = میزان برداشت از آب زیرزمینی / (میزان کل برداشت از آب سطحی و زیرزمینی)

۲. راندمان آبیاری = تبخیرتغرق ناشی از برداشت در زمین‌های کشاورزی فاریاب / میزان کل برداشت برای کشاورزی فاریاب

۳. نسبت آب برگشتی = کل میزان آب برگشتی / کل میزان آب برداشت شده

سودمندی‌ها و محدودیت‌های WA+

سامانه WA+ دارای سودمندی‌ها و محدودیت‌هایی است که باید در کاربرد آن مورد توجه قرار گیرند (جدول ۴).

در چارچوب WA+ نشانگرهایی تعریف می‌شود تا بتوان وضعیت حوضه آبریز را تحلیل نمود. این نشانگرها به مدیران منابع آب کمک می‌کنند تا اطلاعات کلیدی در مورد مدیریت آب در حوضه به‌دست‌آورند. با داشتن این داده‌ها در طول زمان، روند تغییرات نشانگرها را می‌توان نشان داد. همچنین با این نشانگرها تأثیر سیاست‌های آب بر کمبود آب و سود حاصل از مصرف آب کمی می‌شود (Karimi و همکاران، ۲۰۱۳a).

• نشانگرهای کاربرگ منابع آب:

۱. نسبت آب قابل بهره‌برداری = آب قابل بهره‌برداری / جریان خالص آب: نسبت آب قابل بهره‌برداری بخشی از جریان خالص آب است که توسط فرآیند تبخیرتغرق مصرف نشده است. این نسبت به کل جریان ایجاد شده در حوضه رودخانه و همچنین آب دریافت شده از ذخیره آب شیرین مربوط می‌شود.

۲. نسبت تغییرات ذخیره = تغییرات ذخیره آب شیرین / آب قابل بهره‌برداری: این نسبت درجه وابستگی به تغییرات ذخیره آب شیرین را بیان می‌کند. ذخیره آب شیرین شامل منابع آب سطحی، زیرزمینی و کل ذخیره آب است. مقادیر منفی آن نشان دهنده کاهش ذخیره و مقادیر مثبت آن بیان‌کننده افزایش آب در یک دوره محاسبه به حوضه است.

۳. نسبت آب در دسترس = آب در دسترس / آب قابل بهره‌برداری: نسبت آب در دسترس بخشی از آب قابل بهره‌برداری را که برای برداشت‌ها در حوضه در دسترس است بیان می‌کند.

۴. نسبت بسته بودن حوضه = آب استفاده شده / آب در دسترس: این نسبت نشان می‌دهد که در چه مقیاسی آب در دسترس در حوضه مصرف می‌شود. در یک حوضه بسته کل آب در دسترس مصرف می‌شود.

۵. نسبت جریان‌های اختصاص داده شده = جریان‌های اختصاص داده شده / مجموع جریان‌های خروجی سطحی و زیرزمینی: این نسبت نشان می‌دهد که چه مقدار از آب حوضه به مسائل محیط‌زیستی اختصاص داده شده است.

• نشانگرهای کاربرگ تبخیرتغرق:

۱. نسبت تعرق = مقدار تعرق / مقدار کل تبخیرتغرق: این نسبت نشان می‌دهد که چه مقدار از تبخیرتغرق کل توسط گیاهان تعرق می‌یابد و تأثیر فرآیندهای بیوفیزیکی در حوضه را نشان می‌دهد.

جدول ۴- سودمندی‌ها و محدودیت‌های WA+

سودمندی‌ها	محدودیت‌ها
از رابطه بین کاربری زمین و تبخیرتعرق، می‌توان تأثیر تغییرات کاربری زمین بر منابع آب قابل بهره‌برداری را یافت.	در حال حاضر نمی‌تواند مدل‌های هیدرولوژیکی را در تابع‌های خود جایگزین کند و اطلاعات با جزئیات بیشتری در مورد جریان آب در یک حوضه تولید کند.
مصرف‌های قابل مدیریت و غیر قابل مدیریت تعریف می‌شوند و این فرآیندها کمی می‌شوند و می‌توان مشاهده کرد که مقدار زیادی از آب به صورت طبیعی به فرآیندهای جغرافیایی و جوی واکنش نشان می‌دهد و قابل مدیریت نیست.	WA+ مصرف آب در یک حوضه را به صورت خلاصه نمایش می‌دهد و جریان از یک مکان به مکان دیگر را تحلیل نمی‌کند. همه رودخانه‌ها به صورت یک رودخانه و همه آبخوان‌ها به صورت یک آبخوان در نظر گرفته می‌شوند.
داده‌های ورودی این سامانه می‌تواند علاوه بر داده‌های سنجش از دور از خروجی مدل‌های هیدرولوژیکی و داده‌های میدانی نیز تأمین شود.	برای تحلیل جریان در هر نقطه و نیز تجزیه و تحلیل سناریوها WA+ به تنهایی نمی‌تواند اطلاعات مورد نیاز را فراهم کند. بنابراین ترکیب آن با مدل‌های هیدرولوژیکی می‌تواند راهگشا باشد.
منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی براساس نوع مدیریت آن‌ها جدا می‌شوند.	منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی اساس توسعه منابع آب و طرح‌های مدیریت حوضه است. اگرچه سهم آب‌های سطحی و زیرزمینی و برداشت ناخالص از آن‌ها در کاربرگ‌های WA+ مشخص می‌شود، اما فرآیندی کاربردی در این چارچوب برای کمی کردن این جریان‌ها وجود ندارد.
تبخیرتعرق ناشی از برداشت برای کاربری‌های زمین و گروه‌های مصرف کننده مختلف محاسبه می‌شود و سود حاصل از مدیریت مصرف آب می‌تواند در بخش‌های مختلف تخصیص یابد.	WA+ فقط راهنمایی‌های تجربی برای مصارف سودمند و ناسودمند آب ارائه می‌کند در صورتی که کاربر نیاز دارد تا آن‌ها را براساس معیارهای شخصی خود ارزیابی کند. زیرا سودمند یا ناسودمند بودن مصارف گاهی بستگی به هدف مورد نظر دارد. در حالی که تبخیرتعرق ناشی از برداشت در این چارچوب ارزیابی می‌شود، پژوهش‌های علمی بیشتری نیاز است تا راه حل عمومی برای تعیین تبخیرتعرق ناشی از برداشت از تبخیرتعرق کل و ناشی از بارش توسعه یابد.
داده‌های ورودی برای WA+ می‌تواند با استفاده از اندازه‌گیری‌های ماهواره‌ای به دست آید. بنابراین وابستگی این سامانه به سازمان‌های محلی کاهش می‌یابد و روش‌های جمع‌آوری داده، استاندارد و شفاف می‌شود. همچنین مشکلات حقوقی در مورد استفاده از داده‌های سازمان‌های خاص وجود ندارد. این موضوع باعث می‌شود WA+ در سطح بین‌المللی و برای حوضه‌ها کاربرد داشته باشد. امکان استفاده از داده‌های سنجش از دور در این روش، کاربر را از جمع‌آوری میدانی داده‌های زیاد بی‌نیاز می‌کند. همچنین پایش مکانی تغییرات منابع آبی و محیط زیستی توسط داده‌های سنجش از دور امکان‌پذیر می‌شود.	داده‌های ماهواره‌ای که در WA+ استفاده می‌شوند اغلب دارای خطا هستند که باید در نظر گرفته شوند زیرا ماهواره‌ها فرایندهای هیدرولوژیکی را به صورت غیرمستقیم برآورد می‌کنند. خطاها در حجم بالای آب (مثلاً بارش و تبخیرتعرق) می‌تواند خطاهای بزرگی در برآورد جریان‌های رودخانه و آبخوان ایجاد کند. پژوهش‌های زیادی لازم است تا تأثیر این خطاها در خروجی‌های WA+ مشخص شود. همچنین استفاده از داده‌های ماهواره‌ای نیاز به کارشناس خبره در این زمینه دارد و توسط هر کسی قابل انجام نیست.
در صورت وجود داده و اطلاعات مورد نیاز WA+ می‌تواند در مقیاس‌های کوچک مکانی و زمانی نیز تهیه شود.	WA+ حساب‌های مالی مربوط به منابع و مصارف آب را شامل نمی‌شود.
باتوجه به اینکه WA+ چرخه هیدرولوژیکی را در نظر می‌گیرد، اما روشی آسان و قابل فهم است.	WA+ کاربرگ مجزایی برای تحلیل کیفیت منابع آبی در نظر نگرفته است.

تحلیل وضعیت منابع و مصارف آب در حوضه آبریز

با استفاده از جدول‌ها، نقشه‌ها و نتایج حاصل از نشانگرهای کارایی در چارچوب WA+ می‌توان وضعیت منابع و مصارف آب در حوضه آبریز را ارزیابی و تحلیل کرد. چارچوب WA+ بینش راهبردی در امکان تأمین منابع آب و انعطاف‌پذیری نسبت به خشکسالی و تغییرات اقلیمی را فراهم می‌کند و همچنین حجمی از آب را برای حفظ تنوع زیستی و جلوگیری از تخریب

زمین در نظر می‌گیرد. چارچوب WA+ امکان ارزیابی تأثیر کاربرد روش‌های مدیریتی مختلف را ممکن می‌سازد، مانند (۱) باز تخصیص آب، (۲) کاهش برداشت از آب زیرزمینی، (۳) کم‌آبیاری (۴) استفاده از روش‌های نوین آبیاری (۵) تغذیه مصنوعی (۶) حفظ آب و ذخیره‌سازی آن (۷) تصفیه فاضلاب (۸) بهبود بهره‌وری آب (۹) گسترش شهری (۱۰) جنگل زدایی (۱۱) معرفی محصولات زیستی سوختی (۱۲) تغییر الگوی کشت (۱۳) شیوه‌های اصلاح الگوی کشت و غیره.

نتایج اجرای مدل‌های هیدرولوژیکی در تولید کاربرگ‌های سامانه WA+ می‌تواند بسیار راهگشا باشد. پیشنهاد می‌شود مطالعاتی در زمینه مدل‌سازی بهینه حوضه‌های آبریز کشور انجام گیرد و نتایج آن پیوسته برای تهیه حساب‌های آب تکمیل و مورد استفاده قرار گیرد. با وجود موانع زیرساختی در داده‌های مهم هیدرولوژیکی در حوضه‌ها، پیشنهاد می‌شود بیش‌ازپیش و با بهره‌گرفتن از تجربیات سایر کشورها گام‌هایی در جهت کاربرد سامانه‌های حسابداری آب صورت گیرد. این امر در شناسایی مشکلات موجود، بهبود وضعیت حوضه‌ها و تصمیم‌گیری‌های حیاتی در زمینه منابع و مصارف آب در کشور بسیار موثر است.

پی‌نوشت

- 1- Water Accounting plus
- 2- UNs SEEA-Water Accounting System
- 3- International Water Management Institute
- 4- Sheet
- 5- United Nations Statistics Division
- 6- United Nations-Water
- 7- Food and Agriculture Organization
- 8- International Commission on Irrigation and Drainage
- 9- Flows to sinks
- 10- Gross inflow
- 11- Net inflow
- 12- Landscape ET
- 13- Exploitable water
- 14- Reserved outflow
- 15- Available water
- 16- Utilized flow
- 17- Utilizable outflow
- 18- Non-Utilizable outflow
- 19- Out flow
- 20- Beneficial & Non-beneficial ET
- 21- Managed water use
- 22- Modified land use
- 23- utilized land use
- 24- Protected land use
- 25- Performance Indicator
- 26- Landsat
- 27- Tropical Rainfall Measuring Mission

وجود سامانه‌های حسابداری آب برای فرآیند شناسایی، تشخیص، کمی‌سازی، ارائه گزارشگری و اطلاعات اعتباردهی در مورد آب، حقوق و سایر ادعاها نسبت به آب و تعهدات در برابر آن می‌تواند به‌ویژه برای مناطق خشک و نیمه‌خشک سودمند باشد. حسابداری آب، بر پایه اطلاعاتی در مورد منابع آب، انجام تصمیمات رسمی در مورد آب را تسهیل می‌کند. تاکنون چارچوب‌های حسابداری مختلفی شکل گرفتند که چارچوب WA+ یکی از روش‌های جدیدی است که بر پایه بیان منابع آب تعریف شده است. این چارچوب با دارا بودن ۸ کاربرگ جنبه‌های مختلفی از وضعیت هیدرولوژیکی، کشاورزی، محیط‌زیستی و زیست‌بومی را در یک حوضه آبریز دربرمی‌گیرد. ویژگی اصلی این روش این است که می‌توان داده‌های ورودی مورد نیاز این چارچوب را از داده‌های ماهواره‌ای استخراج کرد. همچنین از مدل‌های هیدرولوژیکی و داده‌های زمینی می‌توان برای تهیه داده‌های مورد نیاز استفاده کرد. بنابراین با استفاده از نتایج این چارچوب می‌توان وضعیت حوضه آبریز را بررسی و ارزیابی کرد. نیاز است تا این سامانه در آینده ضعف‌های خود را برطرف کند و کاربرگ‌های دیگری را نیز تعریف نماید تا تحلیل حوضه را به‌صورت کامل و جامع میسر سازد.

باتوجه به اینکه در کشور مامدیریت منابع آب در سازمان‌های مرتبط، براساس سیاست جداسازی مسئولیت‌ها و عملکردها است، به این ترتیب هر یک از بخش‌ها در محدوده هدف‌های تعیین شده، بدون پیوند با یکدیگر فعالیت می‌کنند و آثار خارج از مرزهای پروژه را در نظر نمی‌گیرند. بنابراین یکی از مهم‌ترین نیازهای بخش آب می‌تواند کاربرد سامانه حسابداری آب باشد. تاکنون پژوهش‌های کمی در این زمینه انجام شده و باتوجه به مطالب مرور شده فقط سامانه حسابداری اقتصادی- زیست‌محیطی در چند مورد محدود مورد بررسی قرار گرفته است. باتوجه به مطالب گفته شده در توصیف سامانه حسابداری WA+، می‌توان تلاش‌هایی در جهت کاربردی کردن آن برای حوضه‌های آبریز کشور انجام داد. از محدودیت‌های اصلی اجرای این سامانه و همچنین سامانه‌های حسابداری دیگر، نبود سامانه‌های یکپارچه و کامل از داده‌های آب و هواشناسی و هیدرولوژیکی حوضه‌ها است. همچنین بانک اطلاعاتی کامل، به‌روز و واسنجی شده از داده‌های سنجش از دور برای حوضه‌های آبریز وجود ندارد. بنابراین گام نخست همکاری نهادهای مرتبط با آب در ایجاد بانک‌های اطلاعاتی مورد نیاز است. این اطلاعات اگر به‌صورت مداوم و تحت وب پایش شوند، می‌توانند گام موثری در تولید حساب‌های مربوط به آب داشته باشند. همچنین باتوجه به اینکه

- Water Scarcity – Developing National Water Audits Africa. FAO, Land and Water Division.
- Falkenmark M. and Rockstorm J. 2006. The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. J. Water Resour. Plan. Manag., 129-132.
- Godfrey J. M. and Chalmers K. 2012. Water accounting : International approaches to policy and decision – making, Edward Elgar Publishing.
- Karimi P., Molden D., Bastiaanssen W.G.M. and Cai X. 2012. Water accounting to assess use and productivity of water – evolution of the concept and new frontiers. In Water accounting: International approaches to policy and decision-making, Chalmers, K.; Godfrey, J., Eds. Edgar Elger: Cheltenham, UK, 76-88.
- Karimi P., Bastiaanssen W. G. M. and Molden D. 2013a. Water Accounting Plus (WAC) – a water accounting procedure for complex river basins based on satellite measurements. Hydrol. Earth Syst. Sci., 17: 2459–2472.
- Karimi P., Bastiaanssen W.G.M. Molden D. and Cheema M. J.M. 2013b. Basin-wide water accounting based on remote sensing data :an application for the Indus Basin, Hydrol. Earth Syst. Sci., 17:2473–2486.
- Karimi P. and Bastiaanssen W. G. M. 2015a. Spatial evapotranspiration, rainfall and land use data in water accounting – Part 1: Review of the accuracy of the remote sensing data, Hydrol. Earth Syst.Sci., 19: 507–532.
- Karimi P., Bastiaanssen W. G. Sood A., Hoogeveen J. Peiser L., Bastidas-Obando E. and Dost R.J. 2015b. Spatial evapotranspiration, rainfall and land use data in water accounting – Part 2: Reliability of water accounting results for policy decisions in the Awash Basin, Hydrol. Earth Syst.Sci., 19: 533–550.
- Peiser L. and Bastiaanssen W. G. M. 2015. Analysis on Water Availability and Uses in Afghanistan River Basins: Water Accounting through Remote Sensing (+WA) in Helmand River Basin. FAO project TCP /AFG/3402.
- Slattery, M. 2008. Making every drop count. Water accounting: charter, 79(5):24-26.
- ابوالحسنی، ل. و خلیلی، الف. ۱۳۹۵. بررسی روش‌های اجرای حسابداری آب، معرفی و اجرای کارآمدترین روش. مجله آب و توسعه پایدار، (۱): ۹-۲۳.
- امیدوار، ج.، نوری، س.، داوری، ک. و فرید حسینی، ع. ر. ۱۳۹۲. برآورد تبخیرتعرق واقعی مبتنی بر تصاویر ماهواره‌ای با استفاده از دو الگوریتم سبال و متریک. فصلنامه علمی و پژوهشی مهندسی آبیاری و آب، ۱۱(۳): ۱۲-۲۲.
- باباییان، ف.، باقری، ع. و رفیعیان، م. ۱۳۹۵. تحلیل آسیب‌پذیری سیستم منابع آب نسبت به کم‌آبی با استفاده از چارچوب حسابداری آب (مطالعه موردی: محدوده مطالعاتی رفسنجان). تحقیقات منابع آب ایران، ۱۱(۱): ۱-۱۷.
- سهیلی‌فر، ز.، میر لطیفی، س.م.، ناصری، ع.ع. و عساری، م. ۱۳۹۲. برآورد تبخیرتعرق واقعی نیشکر با استفاده از داده‌های سنجنش از دور در اراضی کشت و صنعت نیشکر میرزا کوچک خان. نشریه دانش آب و خاک، ۲۳(۱): ۱۵۱-۱۶۳.
- مددی، غ.، حمزه، س. و نوروزی، ع.الف. ۱۳۹۴. ارزیابی بارش در مقیاس‌های روزانه، ماهانه و سالانه با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای (مطالعه موردی: حوزه مرزی غرب ایران). سنجنش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی، ۶(۲): ۵۹-۷۴.
- یوسف‌زاده، م.، باقری، ع. و داوری، ک. ۱۳۹۳. ارزیابی سیستم منابع آب با رویکرد یکپارچه بر اساس چارچوب حسابداری آب در محدوده مطالعاتی مشهد. آب و فاضلاب، ۳: ۵-۱۵.
- Bastiaanssen W.G.M. 2009. Water accountants: De nieuwe generatie water beheer controleurs, intree-rede (in Dutch); Delft University of Technology, Department of Civil Engineering and Geosciences: Delft, The Netherlands.
- Bastiaanssen W., Than Ha L. and Fenn, M. 2015. Water Accounting Plus (+WA) for Reporting Water Resources Conditions and Management: A Case Study in the Ca River Basin, Vietnam, Winrock international.
- Calmant S., Seyler F. and Cr'etaux J. F. 2008. Monitoring continental surface waters by satellite altimetry. Surv. Geophys., 29: 247–269.
- Dost R., Obando E. B., Bastiaanssen W. and Hoogeveen J. 2012. Water Accounting Plus (+WA) in the Awash River Basin, Netherlands.
- Droogers P., Simons G., Bastiaanssen and Hoogeveen J. 2010. Water Accounting Okavango Coping with

Groundwater Policies and Governance in Arid and Semi-arid Regions, (Reviewing Current Policies in Developed Countries)

T. mahdavi¹, S.A. Hoseyni^{2*}

1,2- PhD Student and Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: Abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir)

Received: 01-09-2017

Accepted: 31-07-2018

سیاست‌ها و حکمرانی آب زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه‌خشک، (با مرور بر سیاست‌های رایج در کشورهای توسعه یافته)

تقی مهدوی^۱، سید عباس حسینی^{۲*}

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و استادیار، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران، گروه عمران آب، تهران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: Abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۶/۱۰

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۵/۰۹

Abstract

Groundwater plays an important role in water supply for domestic, industrial, and agricultural demands. In many countries, the irresponsible and excessive use of groundwater has led to serious problems and depletion and destructions of aquifers. In some regions, as a result of pollution, groundwater resources are gradually becoming unusable. Due to climate change and the changing patterns of rainfall, river flows have decreased, therefore decreasing the groundwater recharge rate. This ultimately leads to increased pressure on groundwater resources. Inefficiency and non-effectiveness of current unsustainable practices are often the biggest challenges in water management in arid and semi-arid regions. Groundwater governance is essential to tackle the identified challenges. Governance has been adopted to control the sudden rise of groundwater withdrawals. "Water governance" means rules and practices for decision-making about water policy and their implementation, i.e. the range of political, institutional, and administrative processes through which stakeholders articulate their interests. Therefore, concerns are considered, decisions are taken and implemented, and decision-makers are held accountable in the development and management of water resources and delivery of water services. Governance should be seen as a context where integrated water resources management can be implemented.

Keywords: Governance, Groundwater, Policies, Challenges.

چکیده

آب‌های زیرزمینی نقش مهمی در تأمین مصارف خانگی صنعتی و کشاورزی دارد. در بسیاری از کشورها استفاده بدون برنامه و بیش‌ازحد آب زیرزمینی سبب مشکلات جدی و تخریب آبخوان شده است. در بعضی مناطق در نتیجه آلودگی، منبع آب زیرزمینی به تدریج غیرقابل استفاده شده است. تغییرات اقلیم با تغییر الگوی بارش‌ها و کاهش دبی رودخانه‌ها سبب کاهش تغذیه آب‌های زیرزمینی و افزایش فشار بر منابع آب زیرزمینی شده است. ناکارآمدی و اثربخش نبودن شیوه‌های ناپایدار فعلی، بزرگ‌ترین چالش در مدیریت آب در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. حکمرانی مؤثر آب‌های زیرزمینی برای پاسخ به چالش‌های مشخص شده ضروری است. حکمرانی برای کنترل افزایش ناگهانی در خصوص برداشت از آب‌های زیرزمینی اقتباس شده است. حکمرانی آب به معنای قوانین و شیوه‌های تصمیم‌گیری در مورد سیاست آب و اجرای آن است، یعنی طیف وسیعی از اقدامات سیاسی، نهادی و اداری که از طریق آن ذی‌نفعان منافع خود را بیان می‌کنند. بنابراین نگرانی‌های آن‌ها مورد توجه قرار می‌گیرد تصمیم‌گیری‌ها توسط تصمیم‌گیران که مسئول توسعه و مدیریت منابع آب و تحویل خدمات آب هستند، اتخاذ می‌شود. حکمرانی باید به‌عنوان بستری دیده شود که مدیریت یکپارچه منابع آب می‌تواند در آن اجرا شود.

واژه‌های کلیدی: حکمرانی، آب‌های زیرزمینی، سیاست‌ها، چالش‌ها.

بخش عمده‌ای از این مقاله به مسائل و روش‌های مورد استفاده برای ارزیابی مدیریت و توسعه منابع آب در اراضی خشک و نیمه‌خشک با تمرکز بر روی منابع آب‌های زیرزمینی اختصاص یافته است. درک از سیستم‌های هیدروژئولوژیکی در پرسش و مصاحبه با گروداران آب، باید بتواند چارچوبی ارائه دهد که کدام تصمیمات مدیریتی به‌کار گرفته شود. در بخش‌هایی که آب کمیاب است باید تصمیم‌گیری شود که چگونه منابع آب در دسترس بین نیازهای قابل رقابت توزیع شود. عامل اجتماعی عرضه و تقاضای آب، ممکن است خیلی پیچیده‌تر از عامل فنی آن می‌باشد. کلمه «مدیریت» فرایند کنترل مواد یا مردم تعریف شده است (McKean, 2005). مدیریت آب را می‌توان به‌طور گسترده به‌عنوان فرایند کنترل تأمین، تخصیص، مصرف و کیفیت آب تعریف کرد. مدیریت آب شامل حکمرانی و سیاست آب است. حکمرانی آب شیوه‌ای است که در آن آب اداره می‌شود و شامل چارچوب قانونی، سیاسی، اجتماعی و اداری و نهادهایی هست که در محل، آب را مدیریت می‌کنند. اصطلاح «سیاست» به مفهوم آموزه یا اصل تصویب یا پیشنهاد شده توسط دولت، حزب، کسب‌وکار و یا فرد تعریف شده است (McKean, 2005). مسائل مدیریت، حکمرانی و سیاست آب درهم تنیده‌اند و حکمرانی آب در نهایت تصمیم‌گیری در سیاست است. با چارچوب حکمرانی آب، خط‌مشی مربوط به چگونگی مدیریت آب ساخته می‌شود، مدیریت آب عمل به اجرای سیاست است. به‌عنوان مثال، سیاست‌گذار تصمیم می‌گیرد که چگونه آب باید بین بخش‌های مختلف تخصیص داده شود اما تا وقتی که این تصمیم به عمل تبدیل نشده نمی‌توان فرض کرد که تخصیص آب مدیریت شده است. یعنی تا وقتی که مصرف آب کنترل نشود آب مدیریت نشده است. تعریف مدیریت بی‌طرف و خنثی آن است که مدیریت آب در کشور یا منطقه‌ای بین طیف بسیار مؤثر-کارا و غیر مؤثر-ناکارا قرار گیرد. اثربخشی به درجه‌ای از مدیریت آب مطابق با اهداف فرهنگی و اجتماعی، پایداری، قاعده انصاف و بهره‌وری اقتصادی گفته می‌شود. قاعده انصاف به داشتن انصاف در توزیع آب بین افراد جامعه از جمله بین نسل‌ها اشاره دارد. مشکل وقتی آشکار می‌شود که اهداف مدیریت آب در جامعه‌ای متشکل از افراد با نظرات غیر همگرا، وجود داشته باشد. به‌عنوان مثال، نظرات مردم در مورد اهمیت رشد اقتصادی در برابر حفاظت از محیط‌زیست متفاوت است. بنابراین جهت تعیین ترکیب مدیریت آب کارا و مؤثر معیارهای مختلف شخصی وجود دارد. مدیریت آب شامل مدیریت مردم (مصرف‌کنندگان آب و کاربران زمین) و مدیریت آب (منابع سطحی و زیرزمینی) می‌باشد (Kresic, 2009).

۲۰۰۹). مدیریت مؤثر و کارای آب شامل ورود ذی‌نفعان و بنای اجماع مطلوب به‌عنوان هدف است. حکمرانی آب و سیاست، پاسخ به پرسش‌های اساسی مربوط به مدیریت آب و شامل موارد می‌باشد:

- چگونه و توسط چه کسی تصمیمات مدیریت آب گرفته شده است؟
 - اولویت در تخصیص منابع آب چیست؟
 - چگونه آب در بین کاربران مختلف بخش‌های اقتصادی و محیط‌زیست اختصاص داده شده است؟
 - چگونه زیرساخت‌های آب تأمین مالی می‌شود و چگونه کاربران آب حمایت می‌شوند؟
 - چگونه حفاظت از آب اجرا و تأمین مالی می‌شود؟
- اگر عمل تصمیم‌گیر سیاست‌های آب، منعکس کننده جهت‌گیری شخصی وی و مغایر با لحن ارزش‌های اجتماعی باشد ممکن است عواقب جدی داشته باشد. به‌عنوان مثال تصمیم‌گیر متعصب و طرفدار کسب‌وکار ممکن است سیاست را به‌سوی حفاظت کمتر از تالاب و ایجاد یا ادامه کسب‌وکار تغییر دهد درحالی‌که دیگر تصمیم‌گیرنده مدافع قوی حفاظت از محیط‌زیست ممکن است سیاست را به‌سوی حفاظت بیشتر از تالاب در برابر توسعه اقتصادی تغییر دهد. توسعه سیاست‌ها بدون مکانیزم اجرا، اقدام بی‌معنی است. بازشناسی کشور از نظر تفاوت‌های اقتصادی و نیروی انسانی موجود برای مدیریت آب تا حد زیادی مهم است. تصمیم‌گیری راهبردی در مورد تخصیص آب میان منافع متفاوت تا حد زیادی پیچیده است و این به‌دلیل نقش حیاتی آب برای زندگی و بسیاری از فعالیت‌های اقتصادی است. هدف اساسی از سیاست‌های آب به‌خصوص با توجه به اینکه منابع آب غیرقابل تجدید می‌باشد باید استفاده طولانی‌مدت و پایدار آب باشد. Toope و همکاران (2003) مشاهده کردند که باکمال تأسف کلمه «مدیریت» به‌جای کلمه «تخصیص» در توضیح ماهیت فرآیند و سیاست آب استفاده می‌شود. تخصیص به مفهوم سیاست حمایت ضمنی از نظام مدیریت به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک است (Toope و همکاران، 2003). به‌عبارت دیگر، جنبه اساسی مدیریت آب تصمیم می‌گیرد که چه کسی و چه مقدار آب بگیرد. قوانین، سیاست و سنت استفاده از آب ممکن است در منطقه تثبیت شود و تغییر آن در برخی از موارد در طول دوره تقاضای نسبتاً کم، آب هم دشوار شود. رژیم‌های مدیریت سنتی آب ممکن است برای شرایط کمبود آب مناسب نباشد. به‌عنوان مثال، قوانین ایالتی آب برای مناطق خشک و نیمه‌خشک غربی ایالات متحده در طول دوره‌ای که مصرف آب و جمعیت بسیار کم بوده و هدف اصلی تشویق توسعه اقتصادی بوده، توسعه یافته‌اند. محدودیت‌های سیاسی

و اجتماعی تعیین می‌کند چه عملی در مدیریت و تخصیص آب امکان‌پذیر است (Toohe و همکاران، ۲۰۰۳). چالش‌برانگیز بودن مدیریت منابع آب زیرزمینی به دلیل نقصان اطلاعات، باعث می‌شود اثرات پمپاژ آب زیرزمینی با عدم قطعیت قابل توجه مواجه شود (Schlager، ۲۰۰۶). مشکل آب‌های زیرزمینی اغلب توسعه کاربران آب‌های زیرزمینی است که اجرای ترتیبات نهادی برای کنترل برداشت آب زیرزمینی را دشوار و گران می‌کند (Schlager، ۲۰۰۶).

یک بحث مهم مربوط به سیاست‌های آب، شیوه اجرای آن است. بین دولت سرکوبگر یا استفاده‌کننده از نیروهای پلیس جهت اجرای مقررات و دولت استفاده‌کننده از برنامه‌های کمتر مداخله‌گر که تکیه بر انگیزه و آموزش و تشویق به عمل داوطلبانه می‌کند تفاوت وجود دارد (Jacobs و Holway، ۲۰۰۴). اقدامات نظارتی که با سیاست مداخله گرفته شده اغلب بی‌اثر و ناکارآمد بوده است (Jacobs و Holway، ۲۰۰۴). و بازندگانی را ایجاد خواهد کرد (Jacobs و Holway، ۲۰۰۴). سیاست‌های آب نیز باید هماهنگ با ارزش‌های اجتماعی حاکم باشد، هویت‌های فرهنگی و باورهای مذهبی و شیوه‌های بلند مدت تثبیت شده استفاده از آب، وزن بیشتری در علم گفتمان سیاست آب دارد (Toohe و همکاران، ۲۰۰۳). صحبت از ارزش اقتصادی مستقیم در برخی از جنبه‌های سیاست آب مانند حفاظت از محیط‌زیست، بهداشت، درمان، عوارض جانبی و اثرات اجتماعی ناشی از تخصیص آب ناکافی برای انسان بسیار دشوار است. همچنین باتوجه به اینکه منابع مالی جوامع محدود بوده و مدیریت مؤثر آب یک عنصر حیاتی از رفاه ملی در مناطق دارای کمبود آب می‌باشد بنابراین لازم است اقتصاد به‌وضوح در سیاست‌های آب نقش داشته باشد. اگرچه توافق گسترده بر اهداف کلی و اصول مدیریت آب وجود دارد. به‌عنوان مثال، بیانیه‌ای رهبران جهان در سال ۱۹۹۲ در دوبلین درباره آب و توسعه پایدار و کنفرانس سازمان ملل متحد در مورد محیط‌زیست و توسعه (UNCED) در ریودوژانیرو تهیه شد که اصول زیر را شامل می‌شود:

اصل شماره ۱: آب شیرین که منابع محدود و آسیب‌پذیر دارد برای حفظ زندگی، توسعه و محیط‌زیست ضروری است.

اصل شماره ۲: توسعه و مدیریت آب باید بر اساس رویکرد مشارکتی شامل کاربران، برنامه‌ریزان و سیاست‌گذاران در تمام سطوح باشد.

اصل شماره ۳: زنان نقش مرکزی در تهیه، مدیریت و حفاظت از آب دارند.

اصل شماره ۴: آب ارزش اقتصادی در تمام مصارف رقابتی دارد و باید به‌عنوان کالای اقتصادی شناخته شده باشد.

قوانین بین‌المللی در حال حاضر دسترسی به آب را به‌عنوان

یک حق انسانی به رسمیت می‌شناسند. ولی برخی از مسائل اساسی وابسته به استفاده از آب در مناطق کمیاب آب است. این مسائل باید در سیاست‌های توسعه آب و از همه مهم‌تر در اجرای مدیریت آب در نظر گرفته شوند.

مسائل مطرح در سیاست‌های توسعه، مدیریت و حکمرانی آب

۱- فاجعه منابع مشترک: مقاله «تراژدی منابع مشترک» (Hardin، ۱۹۶۸) یک نقطه شروع مفید برای بحث سیاست و مدیریت آب است. تراژدی منابع مشترک که با در نظر گرفتن رشد جمعیت نوشته شده است، اما در هر منبع محدود، از جمله منابع آب در اراضی خشک به‌کار می‌رود (Glennon، ۲۰۰۲). Hardin (۱۹۸۶) از چرای احشام در مرتع مشترک به‌عنوان نمونه‌ای از اشتراک مردم در منابع محدود نام برد. هر چوپان برای به حداکثر رساندن سود خود تعداد گله خود را افزایش دهد. با اضافه کردن حیوان اضافی، چوپان بهره بیشتری دریافت می‌کند درحالی‌که هزینه حیوان اضافه شده با خسارت به مرتع توسط تمام ذی‌نفعان مرتع تحمل می‌شود. درس کلیدی «تراژدی منابع مشترک» این است که افرادی که دنبال منافع خود هستند منابع مشترک را نابود می‌کنند اگرچه محقق شدن آن رویداد به نفع هیچ‌کس نباشد. در مورد منابع آب نیز ذی‌نفعان شخصی با پمپاژ آب بیشتر و آبیاری یک منطقه بزرگ‌تر و یا استفاده از آب برای مقاصد اقتصادی دیگر می‌خواهند سود خود را افزایش دهند. درحالی‌که اثرات و یا هزینه‌های پمپاژ اضافی توسط تمام ذی‌نفعان آب تحمل می‌شود. ذی‌نفعان آب‌های زیرزمینی زمانی انگیزه پمپاژ آب زیرزمینی دارند که درآمد حاصل از محصول مصرف‌کننده آب بزرگ‌تر یا مساوی هزینه‌های پمپاژ باشد (Feitelson، ۲۰۰۶). این اقدام ذی‌نفعان آبخوان برای تأمین منافع شخصی منجر به تخلیه سفره و افت آب و اختلال در آبخوان می‌شود که همه به آن وابسته می‌باشند.

Hardin (۱۹۸۶) راه‌حل این تراژدی منابع مشترک را «زور» بیان می‌کند. در رابطه با منابع آب بر اجبار و زور توافق شده و در بسیاری از مناطق در قالب حفاظت و مدیریت آب زیرزمینی اجرا شده است. راه‌حل دیگر فاجعه منابع مشترک، خصوصی‌سازی است که ذی‌نفعان را علاقه‌مند به محافظت از اموال خود می‌کند. خصوصی‌سازی باعث محدود شدن دسترسی به یک منبع می‌شود. سیستم‌های قابل معامله نیز اجرا شده که در آن دولت جهت کل برداشت از منابع سهمیه تعیین کرده است (برداشت ماهی، برداشت آب) و مجوز سهم تعریف شده از محصول قابل معامله است.

Ostrom و همکاران (۲۰۰۲؛ ۱۹۹۴) دید کلی خوبی از اداره منابع با دسترسی مشترک ارائه کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که نهادهایی غیر از نهاد بازار آزاد و نهاد دولت می‌توانند به‌صورت کارا تخصیص منابع را انجام دهند و قوانینی را به‌صورت زیر برای مدیریت منابع مشترک بیان کردند: ۱- قوانین وضع‌شده باید شفاف باشد و معلوم باشد چه کسی چه مقدار سهم در منبع دارد. ۲- وظیفه هر شخص در مورد نگهداری منبع مشترک متناسب با سودی است که حاصل می‌شود. ۳- نظارت و تهیدات لازم صورت گیرد. ۴- استفاده‌کنندگان از منبع امکان شرکت در تصویب قوانین و تغییر آن‌ها را داشته باشند. (Dietz و همکاران، ۲۰۰۲) بیان کردند انگیزه انسان پیچیده بوده و قواعد حاکم بر منابع مشترک اجازه دسترسی آزاد به هر فرد را نمی‌دهد. از آنجایی که سیستم منابع خود پویا است، پاسخ آن بر استفاده انسان تأثیرگذار است. همچنین این محقق اشاره می‌کند مردم گاهی فراتر از منافع فردی حرکت می‌کنند و با ارتباط، اعتماد، پیش‌بینی آینده اقدامات و ساخت موافقت‌نامه‌ها و قوانین، به اندازه کافی رفتار را برای جلوگیری از فاجعه و تراژدی کنترل می‌کنند. Rose (۲۰۰۲) مشاهده کرد مردم به لحاظ روانی، اجتماعی و اخلاقی در مسائل مربوط به منافع مشترک به ترتیبات همکاری می‌رسند. Richerson و همکاران (۲۰۰۲) اظهار کردند شواهد تجربی و محلی نشان می‌دهد که مردم در مقابله با رفتار بازیگران خودخواه با هم همکاری می‌کنند. مطالعات منابع با دسترسی مشترک نشان دهنده نمونه‌هایی است که هر جا کاربران منابع، اقدام به ایجاد ترتیبات نهادی و نظام‌های مدیریت کرده‌اند، توانسته‌اند برای درازمدت منابع را عادلانه توزیع کنند (Agrawal، ۲۰۰۲).

اگر کاربران منبع با دسترسی مشترک برای دوره زمانی طولانی برنامه‌ریزی کنند انگیزه قوی برای حفاظت از منابع در برابر استفاده بیش‌ازحد نشان می‌دهند. طول عمر منابع، مسئله مهم برای کاربر فردی و غیر فردی است و موجب همکاری و فداکاری برای محافظت از آن خواهد شد. Kopelman و همکاران (۲۰۰۲) به یافته‌های کامل از ادبیات بازی اشاره می‌کنند که در آن در نزدیکی تعامل، همکاری از بین رفته است. اگر منبع با دسترسی مشترک به‌زودی تخلیه و خالی شود، ممکن است کاربران تا آنجا که می‌توانند تمایل به برداشت داشته باشند. به‌هرحال یک متغیر دیگر کاربر «گزینه خروج» است، گزینه خروج چشم‌انداز تضعیف همکاری می‌باشد. کاربران یک منبع با دسترسی مشترک ضعیف، ممکن است به راهبردهای زیر عمل کنند (Bardham و Dayton-Johnston، ۲۰۰۲):

- ماندن و نگهداری و حفاظت از منبع.
- ماندن و تنزل یافتن.
- تنزل و ترک منبع.

حکمرانی منابع با دسترسی مشترک باید به مفاهیم محرومیت (کسانی که دسترسی به منبع ندارند) و کاستی پذیری (کاهش حجم منبع با هر «واحد» برداشت شده از آن) بپردازد. همچنین مقررات منابع مشترک باید مشکل «رایگان سوار» را در نظر بگیرد. یک کاربر که از مزایای منبع به‌صورت رایگان برخوردار است در هزینه‌های توسعه و نگهداری از منابع همکاری نمی‌کند. برای مثال در پروژه تغذیه آب زیرزمینی اگر دیگران بتوانند آب تغذیه شده را رایگان پمپ نمایند، به‌دلیل اینکه برای کاربران جدید محرومیتی وجود ندارد، انگیزه برای سرمایه‌گذاری در پروژه کم خواهد شد (Schlager، ۲۰۰۷). سؤال اساسی این است که آیا منبع با دسترسی مشترک با مالکیت خصوصی و یا توسط مؤسسات دولتی یا ترکیبی از این دو به بهترین وجه حکمرانی می‌شود. واضح است که هیچ‌کس پاسخ قطعی به این سؤال ندارد و حکمرانی مطلوب از هر منبع با دسترسی مشترک لزوماً بستگی به شرایط خاص منابع و مکان دارد که در صورت ملی کردن منابع موارد زیر به‌وجود خواهد آمد (Dietz و همکاران، ۲۰۰۲):

- نفی هر نهاد بومی موجود.
- کمبود نظارت بر مرزهای منابع و شیوه‌های برداشت چون دولت توانایی‌های لازم (به‌عنوان مثال، منابع انسانی و مالی) برای نظارت بر منابع مورد مالکیت را ندارد.
- شرایط بالفعل و باز دسترسی و شرایط رقابتی به استفاده از منابع.

باتوجه به مدیریت منابع محلی اغلب مردم معتقدند که اداره منبع توسط خودشان بهتر از کنترل اعمال شده توسط مقامات مرکزی است و مقررات منجر به کنترل بوروکراتیک و در نتیجه منجر به فساد خواهد شد (Schlager، ۲۰۰۷). مطالعات موردی از منابع با دسترسی مشترک نشان می‌دهد هرگاه دولت در اداره منابع دخالت نکرده، احتمال مدیریت پایدار توسط کاربران بیشتر است (Agrawal، ۲۰۰۲). همچنین در صورتی که کنترل خارجی روی یک منبع وجود نداشته باشد کاربران محلی انگیزه بیشتری برای تدبیر، اجرا و پایبندی به راه‌حل‌های خود مدیریتی دارند. سیستم تحریم ممکن است سبب ترویج رفتار مورد نظر شود یا ممکن است موجب تضعیف انگیزه برای همکاری و تضعیف اعتماد شود (Kopelman و همکاران، ۲۰۰۲). با این حال، جوامع کاربران آب‌های زیرزمینی نیاز به نظارت دولت برای عرضه مشکلات خود خواهند داشت. مدیریت موفق منابع مشترک در هر مقیاس نیاز به نهادهای قانونی دارد که در آن مشروعیت کاربران منابع حاصل شده باشد (Richerson و همکاران، ۲۰۰۲). مشروعیت مقامات دولتی با تعهد آن‌ها به تخصیص عادلانه و روش‌های تصمیم‌گیری تعیین می‌شود (Kopelman و همکاران، ۲۰۰۲). مشکلاتی مانند کاهش

سطح آب آبخوان، نفوذ آب شور و پایین آمدن کیفیت آب فرآیندهایی هستند که نیاز به تحقیقات و اقدامات در مقیاس حوضه دارند و رفع این مشکلات معمولاً بسیار دشوار است. به عنوان مثال، مشکلات اساسی مانند اضافه برداشت از آبخوان، هنوز در بسیاری از حوضه‌ها در غرب ایالات متحده برخلاف سطح بالایی از مهارت‌های فنی و چارچوب‌های قانونی دولتی که در بین کاربران آب مشروعیت بالایی دارد، رفع نشده است. اگر مدیریت منابع به کاربران واگذار شود و آن‌ها از مزایای آن بهره ببرند اعتماد میان کاربران منابع مشترک به وجود خواهد آمد و حکمرانی منابع آب با دسترسی مشترک کاربران موفقیت‌آمیز می‌شود (Schlager, 2007). باور اینکه یکی از اقدامات می‌تواند تفاوت به وجود آورد محرک مهمی برای همکاری است. به طور کلی مطالعات منابع با دسترسی مشترک نشان می‌دهد که اگر اندازه گروه کوچک باشد، مرزهای منبع خوب تعیین شود، اعضا متعلق به یک گروه باشند و نظارت و به اجرا درآوردن توافقات آسان باشد احتمال موفقیت مدیریت زیاد می‌شود (Agrawal, 2002). مردم لازم می‌دانند خود را به عنوان عوامل مشارکت در سطوح بالاتر راه‌حل‌های محیطی زیستی یا مشکلات منبع ببینند.

به این دلیل که به مشکل مانند تصمیم‌گیری کسب و کار نگاه می‌شود، تحریم ضعیف و احتمال بازرسی کم (به عنوان مثال، در برابر پمپاژ بیش از اندازه آب‌های زیرزمینی) ممکن است منجر به افزایش «تقلب» شود (Kopelman و همکاران، 2002). منافع حاصل از «تقلب» ممکن است بیش از هزینه‌های بالقوه تحریم باشد به خصوص اگر احتمال شناسایی تقلب کم و مجازات هم کم باشد. بنا به دلایل زیر حکمرانی آب‌های زیرزمینی سخت‌تر از آب‌های سطحی است:

- آب زیرزمینی در بیشتر نقاط قابل دسترسی است.
- کمتر قابل مشاهده بوده و تشخیص آن سخت است (لوله‌های پنهان مکش چاه).
- تعریف مرزهای لایه آبدار زیرزمینی راحت نیست (حداقل به نظر کاربران محلی).
- افزایش تعداد کاربران آب‌های زیرزمینی.
- کاهش چشمگیر هزینه برداشت (برای کاربران جدید حفر چاه جدید در آبخوان آسان است).
- به طور کلی عدم اطمینان به حجم آب موجود در آبخوان و اثرات برداشت از آن وجود دارد (Kopelman و همکاران، 2002). پیگیری تخصیص و ارائه مشکلات مربوط به آبیاری با آب زیرزمینی به دلایل زیر آسان نیست (Schlager, 2007):
- مشکل اطلاعات (به عنوان مثال، بیلان آبخوان).
- محدودیت در پمپاژ از چاه به عنوان تهدید معیشت تصور می‌شود.

- نظارت بر منابع «نامرئی» پرهزینه و دشوار است.
- کاربران آب‌های زیرزمینی اغلب مدت طولانی پس از سرمایه‌گذاری در سیستم چاه و عادت کردن به مزایای آبیاری با آن، با مشکلات تخصیص و تأمین مواجه نیستند.
- ۲- آب به عنوان ارزش سرمایه‌ای: ارزش هر جامعه با درجه ایمن بودن و تأمین آب با قابلیت اطمینان تعیین می‌شود. تمدن‌های باستانی دنبال امنیت منابع آب شهرها بوده‌اند. باتوجه به اهمیت تأمین آب شیرین مقدار پول پرداختی مصرف‌کنندگان در کشورهای توسعه‌یافته به آب در مقایسه با دیگر هزینه‌های زندگی بسیار کم است. به عنوان مثال، میزان نرخ آب در شهر لی کانتی^۱ فلوریدا (آمریکا) ۲/۸۴ دلار در هر ۱۰۰۰ گالن (۳,۷۸۵ لیتر) می‌باشد و برای اولین بار ۶۰۰۰ گالن (۲۲,۷۱۰ لیتر) به همراه سرویس ماهانه و هزینه‌های اداری ۱۰/۶ دلار پرداخت می‌شود. متوسط درآمد خانوار در شهر لی کانتی برابر ۴۵,۶۴۵ دلار در سال ۲۰۰۹ هست (U.S. Census Bureau, 2011). برای اکثر ساکنان در کشورهای توسعه‌یافته (مانند مردم شهر لی کانتی) هزینه آب مطمئن با کیفیت بالا، بخش ناچیزی (اغلب کمتر از ۱ درصد) از کل بودجه خانواده است. با این وجود، در صورت افزایش جزئی نرخ قیمت برای ارتقا بهره‌برداری و نگهداری از سیستم آبرسانی با اعتراض عمومی مواجه خواهند شد. اما در کشورهای در حال توسعه بدون آب تصفیه شده کافی و سیستم‌های توزیع، هزینه‌های خرید آب بخش عمده‌ای از بودجه خانوار هست. همچنین هزینه انسانی زیادی در ارتباط با عرضه ناکافی آب در برخی از کشورهای در حال توسعه صرف می‌شود که سبب اثرات بر سلامتی و رنج روزانه در به دست آوردن آب از منابع با فاصله دور می‌شود. تجربه کاربران آب خانگی در این مناطق نشان می‌دهد، نداشتن سیستم مطمئن تحویل آب، هزینه بالاتر از هزینه واقعی ساخت و بهره‌برداری از یک سیستم شبکه آب مناسب دارد (Pereira و همکاران، 2002). در سرتاسر جهان حمایت دولت از خدمات رفاهی آب بر این اساس است که قیمت فروش آب کمتر از هزینه تهیه آن باشد (Postel, 1992; Revenga, 2001; Johnson و همکاران، 2001). تقاضای آب بستگی به هزینه‌های آن برای مصرف‌کنندگان (خانگی، صنعتی و کشاورزی) دارد. با افزایش قیمت آب مقدار استفاده از آن کمتر می‌شود و قیمت پایین و تشویق یارانه‌ای سبب استفاده ناکارآمد از آب و عدم استقبال از فناوری‌های صرفه‌جویی آب می‌شود (Johnson و همکاران، 2001; Revenga و همکاران، 2001). کاربران آب دارای کشت قیمت متفاوت می‌باشند و در اکثر نقاط جهان کشت قیمت زراعت آبی به قیمت‌های بالا نسبت به کاربران آب شهری متفاوت است (Ward و King, 1998). ساکنین شهرها که نسبت به کشاورزان حاضر به پرداخت هزینه بیشتری برای

آب می‌باشند با مصرف بخش قابل توجه آب در کشاورزی تولید را از دست می‌دهند. اگر هزینه آب بخشی ناچیز از بودجه خانوار باشد تغییر در قیمت آن اثر بسیار چشمگیر در مصرف آب ندارد (Winpenny, ۱۹۹۴). قیمت‌گذاری پایین آب، پیامدهای جدی برای عملیات توسعه آب و زیرساخت‌های توزیع دارد و منابع مالی موجود را کاهش می‌دهد. در صورت قیمت‌گذاری پایین آب، شرکت‌های ارائه دهنده خدمات آب، قادر به پوشش هزینه‌های خود نخواهند بود و منجر به نگهداری نامناسب تأسیسات آب، خدمات ضعیف، عدم تمایل به پرداخت هزینه‌های جزئی و درآمد کمتر شرکت‌های ارائه دهنده خدمات آب خواهد شد (Racked, ۱۹۹۶). همچنین قیمت‌گذاری پایین آب سیگنال اقتصادی می‌فرستد که آب بی‌ارزش است. نیاز روبه‌رشد به آب حاکی از آن است که باید با آب به‌عنوان کالا برخورد شود و نیاز به بهره‌وری اقتصادی بیشتر در استفاده از آب وجود داشته باشد.

از آنجایی که یکی از موضوع‌های اصلی حکمرانی خوب، کارایی و اثربخشی است (UNDP, ۲۰۱۳) لذا قیمت‌گذاری پایین آب با تأثیر بر زیر مجموعه‌های احداث و نگهداری موثر زیرساخت‌ها، تلفات آب، پوشش خدمات، اهداف سیاست ملی آب و حفاظت پایدار از منابع آب می‌تواند کارایی و اثربخشی را متأثر کند.

۳- آب به‌عنوان یک حق انسانی: فشار زیادی در بیش از دو دهه گذشته برای دسترسی به آب به‌عنوان حق انسانی در نظر گرفته شده است. تلاش‌ها زمانی به اوج رسید که رأی مجمع عمومی سازمان ملل متحد به گسترش اعلامیه جهانی حقوق بشر شامل حقابه و بهداشت به‌عنوان یک حق اساسی انسانی منجر شد. این رأی از بیانیه‌ها و قطعنامه‌های قبلی متفاوت بود که در آن برای اولین بار دولت‌ها مسئولیت حقوقی الزام‌آور برای اطمینان از تحقق این حق با سایر حقوق اساسی بشر داشتند. استدلال برای صراحت تصدیق حق انسان به آب شامل موارد زیر است (Gleick, ۲۰۰۷):

۱. جامعه بین‌المللی و دولت‌ها را برای تأمین نیازهای اساسی آب جمعیت خود، به تجدید تلاش‌ها تشویق می‌کند.
 ۲. مسئولیت‌ها و تعهدات قانونی خاص ملی و بین‌المللی ایجاد می‌کند.
 ۳. حفظ توجه همگانی بر وضعیت نامطلوب مدیریت آب در بسیاری از نقاط جهان.
 ۴. تمرکز توجه بر نیاز به نظارت گسترده‌تر به اختلافات حوضه‌های آبخیز بین‌المللی و حل تعارضات آب مشترک.
 ۵. می‌تواند به اولویت خاص سیاست‌های آب کمک کند، به‌خصوص که نیازهای اساسی انسان اولویت بیشتری نسبت به دیگر تصمیم‌گیرهای مدیریتی و سرمایه‌گذاری آب دارند.
- سابقه حقوق بشر نشان می‌دهد، هنگامی که مردم چیزی را

به‌عنوان حق انسانی احساس و تجربه می‌کنند، مهار و محدود کردن آن سخت می‌شود (Langford, ۲۰۰۵). اعلامیه حقوق بشر آب بر رفاه و حقوق تأکید دارد چون تعهدات دولتی جهت تهیه منابع آب کافی برای شهروندان ایجاد می‌کند. Biswas (۲۰۰۷) موضوع را به‌صورت زیر خلاصه می‌کند: "در حال حاضر هیچ فرد عاقل مخالف این مفهوم که «همه انسان‌ها باید دسترسی به آب سالم داشته باشند» نیست". به‌طور مشابه، هیچ کشوری با این مفهوم مخالف نیست. مسئله اصلی این است که چگونه می‌توان اطمینان حاصل کرد که همه انسان‌ها درون شرایط اجتماعی، اقتصادی، سیاسی و فیزیکی و محدودیت‌های که با آن زندگی می‌کنند دسترسی به آب سالم و مدیریت مناسب فاضلاب داشته باشند.

Seegerfeldt (۲۰۰۵) اشاره می‌کند، توزیع آب با عنوان حقوق انسانی در اسناد دولت‌ها و یا نهادهایی مانند سازمان ملل متحد به نیازمندان افزایش داده نمی‌شود. بسیاری از سؤالات مهم در این مورد وجود دارد:

- حقابه مردم چقدر بوده و چه کیفیتی دارد.
- چگونه آب تحویل داده می‌شود و چه کسی هزینه آن را می‌پردازد.
- چه کسی مسئول اجرای حقابه و مسئول عدم دستیابی به آن است.
- تعهدات کاربران آب و جدول زمانی اجرای آن چگونه است؟ تفسیرهای نادرست توسط برخی از فعالان سازمان‌های غیردولتی (NGO) این است که اگر دسترسی به آب حق اولیه انسان است پس باید رایگان باشد و یا با قیمت‌های بسیار یارانه‌ای تأمین شود که این امر مانع مشارکت بخش خصوصی خواهد شد (Biswas, ۲۰۰۷; Institute for Human Rights & Business, ۲۰۰۷).
- ۲۰۰۹. Maxwell (۲۰۰۹) اشاره می‌کند: سؤالات متعددی در مورد تعهد خاص کشورها و ارائه‌دهندگان خدمات آب وجود دارد. به‌عنوان مثال، آیا در قطع سرویس کاربرانی که هزینه آب ارائه‌شده را پرداخت نکرده‌اند و یا کم‌کاری در ارائه خدمات به کاربران می‌تواند نقض حقوق بشر مطرح شود؟ آیا ارائه‌دهندگان خدمات خصوصی آب موظف به ارائه آب به جوامع حاشیه شهرها هستند؟ آیا حق بشر در آب برای کاربران فاضلاب قابل اعمال است؟ واضح است که کشورها توانایی‌هایشان در تأمین آب بسته به درجه کمبود آب و منابع انسانی و مالی محلی متفاوت خواهد بود. در مقیاس کلی ایجاد حق آب و بهداشت به‌عنوان حق اساسی بشر به دولت‌ها فشار خواهد آورد که ارائه خدمات به همه مردم را در اولویت قرار دهند. به‌طورکلی هر کشور باتوجه به منابع در دسترس باید این تعهد را انجام دهد. حداقل نیاز برای یک کشور، می‌تواند سعی و کوشش پیوسته که وابسته به توانایی‌ها

و منابع خاص دولت برای تهیه معیار مشخص در این خصوص است باشد (Hardberger, ۲۰۰۵).

OTT (۲۰۱۴) بیان کرد در چارچوب‌های ارزیابی حکمرانی آب، حقوق بشر به‌عنوان یک مقوله اصلی در نظر گرفته می‌شود. سازمان بهداشت جهانی (WHO, ۲۰۱۰) دسترسی به آب کافی، ایمن، قابل قبول، قابل دسترس و مقرون به صرفه را در حقوق بشری آب مشخص نموده است.

۴- محافظه کاری‌های فرهنگی: توسعه و اجرای سیاست‌های آب باید با محافظه کاری‌های فرهنگی جامعه نسبت به آب مطابقت داشته باشد. سیاست‌های آب باید به عوامل فرهنگی توجه نماید به خصوص در بخش‌هایی که ارزش‌های سنتی منتسب به آب، به تقویت منافع جوامع کشاورزی، نخبگان و گماشتگان دولتی منجر شود (Allan, ۲۰۰۱). روش‌های مدیریت سنتی آب در برخی از موارد ممکن است تحت واقعیاتی نظیر رشد جمعیت شهرنشینی و افزایش کمبود آب منسوخ شود. با این حال، بیان فن‌های مدیریت سنتی آب مانند آب باران برای کشت محصول می‌تواند یک عنصر مهم از توسعه پایدار منابع آب محلی باشد. آموزه‌های دینی ممکن است هماهنگ با اصول مدیریت آب، پایه اخلاق حفاظت آب را شکل دهد. Keough و همکاران (۲۰۱۰) این سؤال مهم را مطرح کردند که آیا مدیریت آب یک مسئله فنی، اجتماعی و فرهنگی است؟ و خصوصاً اینکه «آیا مدیریت آب به عنوان یک موضوع مهندسی اجتماعی، برای اطمینان از کارکرد روان و دقیق آن، راه حل فناورانه داده است و یا جستجو برای پاسخ مناسب فناوری یک مشکل اساسی در فرآیند اجتماعی و فرهنگی است؟». در نهایت ممکن است آموزش یک جامعه به قبول راه حل فنی که با شیوه‌های فرهنگی-اجتماعی و ضوابط خودشان در تضاد است، مشکل باشد.

در اکثر چارچوب‌های مختلف ارزیابی حکمرانی آب نظیر چارچوب انتقال و مدیریت (MTF) و چارچوب تجزیه و تحلیل نهادی و توسعه (AID) و چارچوب سیستم زیست محیطی-اجتماعی (SES) به زیر مقوله قواعد یا نهادهای غیر رسمی در ساختار نهادی تأکید شده است (Pahl-Wostl و همکاران ۲۰۱۰؛ Ostrom, ۲۰۰۹).

۵- سیاست‌های دولت و قانون آب: در چارچوب‌های حکمرانی آب از سیاست‌ها و قوانین آب به عنوان ساختار نهادی نام برده می‌شود. آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌تواند به چهار روش زیر مدیریت شود که باید با توجه به وضعیت نیاز بازبینی شوند:

- ۱- استفاده غیرقابل تنظیم منابع آب: منابع مشترک در دسترس همه بدون محدودیت دسترسی. ۲- آب با مدیریت جامعه و ذی‌نفعان: کاربران رسمی یا غیررسمی به صورت جمعی منابع آب را مدیریت کرده و کنترل می‌کنند که چه کسی دسترسی

به منبع داشته باشد و چگونه منابع استفاده شود. ۳- آب در سیستم بازار: آب کالای اقتصادی در نظر گرفته شده که مالکیت خصوصی دارد و می‌تواند استفاده و یا معامله شود. ۴- آب در کنترل دولت: آب در مالکیت دولت بوده و استفاده از آن به مجوز (اجازه) دولت نیاز دارد. دولت تخصیص آب بین کاربران و بخش‌ها را مشخص نموده و آب از طریق محدودیت استفاده یا تعداد چاه احداثی کنترل می‌شود.

در مناطقی که منابع آب فراوان نسبت به تقاضا وجود دارد استفاده غیرقابل تنظیم ممکن است ماندگار شود اما اگر آب نسبت به تقاضا کمیاب باشد این استراتژی مطلوب و سازگار با محیط زیست نیست. با این حال، استفاده غیرقابل تنظیم از آب در مناطقی که منابع دولت‌های محلی برای کنترل استفاده از آب کافی نیست، تثبیت می‌شود. ممکن است استفاده غیرقابل تنظیم منجر به فاجعه منابع مشترک شود اما این امکان هم وجود دارد که کاربران تصمیم به اجرای قوانین داوطلبانه برای مدیریت منابع نمایند. اغلب استدلال بر این است که جهت مدیریت پایدار یا قابل قبول آب‌های زیرزمینی باید این آب‌ها از نظر قانونی در حوضه عمومی قرار گیرد. Liamas (۲۰۰۴) پیشنهاد کرد که مدیریت آب‌های زیرزمینی باید در دست ذی‌نفعان آبخوان و تحت نظارت سازمان آب باشد. نگهداشتن آب در حوضه عمومی باعث ایجاد وضعیت «تراژدی منابع مشترک» می‌شود که در آن کاربران انگیزه کمی برای صرفه‌جویی منابع دارند. منطق مدیریت ذی‌نفعان (رویکرد مدیریت از پایین به بالا)، پتانسیل بیشتری برای به دست آوردن اجماع و دستیابی به همکاری در برابر تعارض دارد. مدیریت جامعه یا ذی‌نفعان برای گروه نسبتاً کوچکی از کاربران با فرهنگ منسجم، جهت مدیریت منابع محلی می‌تواند موفق باشد. یک گزینه پایدار برای مدیریت آب در مقیاس کشوری با چندین گروه کاربری مختلف با منافع متفاوت و اغلب سطح اعتماد گروهی کم، وجود ندارد. با این حال هنوز هم جوامع محلی و ذی‌نفعان در فرآیند تصمیم‌گیری مدیریت آب درگیر می‌شوند. در عمل، مدیریت منابع آب در مقیاس کشوری لازم است شامل کنترل‌های دولت یا نظام بازار باشد که سیاست واقعی ممکن است ترکیبی از این دو رویکرد باشد. بازار آب نیاز به مداخله دولت برای تعریف و حفاظت از حقوق آب دارد. استفاده از آب باید توسط برخی شیوه‌ها تنظیم شود تا مالکیت امکان‌پذیر و با ارزش باشد. در برخی از قوانین آب، آب متعلق به دولت (مالکیت دولتی) در نظر گرفته می‌شود اما مجوز استفاده از آن قابل معامله است. قانون و سیاست آب بر روی استفاده فیزیکی و اقتصادی آب اثر عمیق دارد. استفاده غیرقابل تنظیم از منابع مشترک می‌تواند منجر به استخراج بیش از حد و صدمه به منابع شود (نظیر تراژدی

منابع مشترک). سیستم‌های مبتنی بر بازار (معامله به عنوان یک کالای اقتصادی) می‌تواند منجر به بهره‌وری اقتصادی بیشتر در استفاده از آب باشد اما ممکن است محدودیت‌های قابل توجهی مربوط به هزینه‌های معامله، رقابت‌پذیری در بازار و هزینه مسائل زیست‌محیطی و اجتماعی مطرح باشد. قوانین آب در بسیاری از کشورها به سمت حقوق فردی برداشت آب برای منافع خصوصی و عقب‌نشینی از منافع عمومی از قبیل رهاسازی آب در رودخانه برای ماهیگیری و تفریح می‌باشد (Postel, ۱۹۹۲). کنترل دولت برای محدودیت استفاده از آب ممکن است همراه با ملاحظات سیاسی باشد که مطابق با ارزش‌های اجتماعی و قاعده انصاف یا منافع کلی بوده یا نبوده باشد. مقررات و قانون دولتی استفاده از آب در برخی از موارد موجب تشویق استفاده غیر مؤثر از طریق سیاست «استفاده از آب یا از دست دادن آب» می‌شود. تحت چنین سیاست‌هایی مالک و یا دریافت‌کننده حق استفاده از آب، ممکن است حق را تنها از طریق استفاده مداوم حفظ کند. علاقه اجتماعی به آن منابع آبی است که استفاده از آن سودمند شود (مانند اصول معقول و مفید قانون آب در غرب ایالات متحده) و توسط مالکان اراضی یا سایر کاربران آب که در حال حاضر به آن نیاز ندارند، احتکار نشده باشد. بنابراین هر سیاست استفاده از آب می‌تواند نتایج مطلوب و نامطلوب در حکمرانی آب داشته باشد.

۶- رویکردهای حکمرانی آب زیرزمینی: مدیریت آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده تعدادی اصول مختلف توسعه‌یافته جهت حکمرانی استفاده از آب‌های زیرزمینی دارد. لازم به ذکر است استفاده از مثال‌های ایالات متحده به معنای تأیید و توصیه نهایی نیست. حکمرانی آب در ایالات متحده نشان‌دهنده ارزش‌های فرهنگی آمریکایی است که در حال توسعه قانون آب در راستای رشد اقتصادی به جای حقوق ذی‌نفعان و حفاظت از محیط‌زیست می‌باشد. تاکنون روش بهتر جهانی برای حکمرانی استفاده از آب وجود نداشته و هر یک از سیستم‌های حکمرانی آب دارای مزایا و معایبی است.

مدیریت آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده عمده‌تاً بر عهده ایالات بوده و دولت فدرال از طریق قوانین حفاظت از محیط‌زیست بر کیفیت آب نظارت دارد. پنج رویکرد در خصوص آب زیرزمینی در ایالات متحده اتخاذ شده است: ۱- مالکیت مطلق، ۲- استفاده معقول و منطقی، ۳- رویکرد پیش تخصیص، ۴- رویکرد حقوق نظیر، ۵- بازگویی شبه جرم. رویکردهای پنج‌گانه فوق و برخی ایالات ترکیب رویکردها را اتخاذ کرده‌اند. قانون آب‌های زیرزمینی باتوجه به مالکیت آب‌های زیرزمینی که متعلق به دولت یا صاحب‌ملک باشد متفاوت است. ایالات و حوزه‌های قضایی نیز در مقابله با

پیامدهای برداشت آب‌های زیرزمینی در آب‌های سطحی، از قانون آب‌های زیرزمینی متفاوت استفاده می‌کنند. بین آب‌های زیرزمینی کم‌عمق که با آب رودخانه در ارتباط بوده و آب زیرزمینی عمیق‌تر با ارتباط کمتر با آب سطحی به خصوص در ایالات غربی تمایز وجود دارد. قانون استفاده از آب زیرزمینی نیز در پاسخ به اضافه برداشت از آبخوان‌ها، رشد کرده و کامل شده است. اصول قانونی که در طول دوره‌های قبل تصویب شده است (دوره‌هایی که منابع آب زیرزمینی نامحدود تلقی می‌شدند)، در دوره‌ای که سطح آب آبخوان به سرعت رو به کاهش است، مؤثر نخواهد بود.

۶-۱- مالکیت مطلق: رویکرد این مالکیت، قانون انگلیسی است که در آن مالکین اراضی، صاحب آب‌های زیرزمینی قرارگرفته در زیر اراضی خود می‌باشند. تحت این قانون مالک زمین می‌تواند آب زیادی را بدون هیچ مسئولیتی در قبال اثرات آن به مالکان مجاور و دوردست برداشت نماید. آب متعلق به فردی است که بزرگ‌ترین پمپ آب را دارد. مزیت استفاده از رویکرد مالکیت مطلق سادگی آن است. ضرر مالکیت مطلق در عدم تشویق به حفاظت محیط‌زیست و عدم توجه به امنیت درازمدت است. در این حالت با حفر چاه دیگر نزدیک مرز ملک توسط همسایه و یا اضافه برداشت تجمعی از آبخوان، تأمین آب به خطر خواهد افتاد. در کشور آمریکا از ایالات شامل مالکیت مطلق تگزاس (مجلس سنا لایحه ۲ با اجرای قوانین آب زیرزمینی سعی در تغییر آن را دارد)، لوئیزیانا، مین، ماساچوست، ایندیانا، رود آیلند و کانکتیکات می‌باشند. رویکرد مالکیت مطلق سبب عدم توجه به محدودیت منابع آب در دسترس می‌شود.

۶-۲- رویکرد پیش تخصیص: این رویکرد که «قانون آب غربی» نامیده می‌شود با عنوان «در اول خط بودن، در اول حق بودن است» بیان شده است. رویکرد پیش تخصیص در کشور آمریکا در غرب ایالات متحده برای حکمرانی آب سطحی استفاده شده و توسط اکثر ایالت‌های غربی برای تنظیم آب‌های زیرزمینی به تصویب رسیده است (Bryner و Purcell, ۲۰۰۳). تحت رویکرد پیش تخصیص هر کاربر که مقدار تخصیص سالیانه مقرر دارد دارای حقا به می‌باشد. حقا به می‌تواند نرخ پمپاژ، فاصله چاه‌ها و حفر چاه را کنترل کند. تخصیص گیرنده ارشد (یعنی دارنده حقا به با قدیمی‌ترین تاریخ تخصیص) حق استفاده از حجم آب مشخص در هر سال را به دست می‌آورد و جریان باقی‌مانده به تخصیص گیرندگان جدیدتر به ترتیب تاریخ درخواست می‌رسد. آب استفاده نشده در هر سال امکان انتقال به سال آینده را ندارد. در طول دوره‌های خشک‌سالی و یا شرایط دیگر که استفاده از آب باید کاهش یابد ابتدا پمپاژ توسط کاربران جدیدتر محدود می‌شود. در کشور آمریکا

ایالاتی که رویکرد پیش تخصیص برای آب‌های زیرزمینی را تصویب کرده‌اند عبارت‌اند از: آلاسکا، کلرادو، آیداهو، کانزاس، مونتانا، نوادا، نیوجرسی، نیومکزیکو، داکوتای شمالی، اورگان، داکوتای جنوبی، یوتا، واشنگتن و وایومینگ (Wright, ۱۹۹۰). رویکرد پیش تخصیص دارای این مزیت است که استفاده از آب‌های زیرزمینی را کنترل و امنیت دارندگان حقابه را فراهم می‌کند. نقطه ضعف اصلی این است که آن تا حد زیادی نسبت به کاربران ارشد گرایش دارد. مطابق این رویکرد حقابه آب‌های زیرزمینی و آب سطحی باید تلفیق شوند. در جهت به حداقل رساندن اثرات برداشت آب زیرزمینی در جریان آب سطحی، حقابه آب سطحی نسبت به حقابه آب‌های زیرزمینی اولویت دارد. عیب رویکرد پیش تخصیص این است که در جهت حفاظت از آب طراحی نشده بلکه در جهت تشویق به انحراف و استفاده از آب طراحی شده است (Schlager, ۲۰۰۶). رویکرد پیش تخصیص سبب تشویق مالکان خصوصی به ارائه آب به پربارترین مکان می‌شود (Anderson و Snyder, ۱۹۹۷). رویکرد پیش تخصیص حق قانونی معین و خاص جهت استفاده از آب را فراهم می‌کند که شرط لازم برای سرمایه‌گذاری ثابت در زیرساخت آب است. حق استفاده از آب دارایی واقعی است که می‌تواند با تأیید مقامات محلی فروخته، وقف یا منتقل شود (Office of Technology Assessment, ۱۹۸۳). تحت رویکرد پیش تخصیص دارندة حقابه که از آن آب استفاده نمی‌کند آن حق را از دست می‌دهد توجهی به این نشده که بهترین استفاده از آب و موانع حفاظت از آب چیست چون به حقوق آب استفاده نشده توجهی نشده است.

۳-۶- رویکرد استفاده مناسب و معقول از آب: این رویکرد که به‌عنوان «قانون آمریکایی» معروف است، اجازه می‌دهد مالکین اراضی از آب‌های زیرزمینی استفاده کنند تا وقتی که استفاده آن‌ها منجر به آسیب به سایر کاربران آبخوان و سیستم آبخوان یا محیط‌زیست نشود. اجازه استفاده از آب‌های زیرزمینی توسط ایالت یا یک سازمان محلی داده می‌شود. آب‌های زیرزمینی ممکن است مالکیت داشته و یا در اختیار دولت یا مالکین اراضی باشد. در فلوریدا، آب در اختیار دولت برای استفاده عموم مردم است. کاربرد رویکرد استفاده معقول شامل تشخیص اولویت است تا اینکه اثر کاربری‌های جدید آب بر کاربران موجود در فرایند مجوز در نظر گرفته شود. رویکرد استفاده معقول و مناسب توسط اکثر ایالات شرقی و نیز توسط آریزونا و نبراسکا (Wright, ۱۹۹۰) پذیرفته شده است. فلوریدا مثال خوبی برای رویکرد استفاده معقول و مناسب است. استفاده بیش از میزان حداقل از آب‌های زیرزمینی (یعنی بیشتر از نرخ شرب و بهداشت) نیاز به اجازه مصرف آب (CUP) و یا مجوز استفاده از آب (WUP) دارد.

مجوز استفاده از آب‌های زیرزمینی بر اساس سه معیار است. استفاده از آب‌های زیرزمینی باید: ۱- معقول و مفید باشد. ۲- به کاربران موجود صدمه نزند. ۳- در جهت منافع عمومی باشد. متقاضیان مجوز باید نشان دهند که استفاده جدید پیشنهادی آن‌ها اثر و عوارض جانبی قابل‌توجهی در کاربران مجاز و قانونی موجود و آبخوان (مانند نفوذ آب‌شور) و محیط‌زیست نداشته باشد. همچنین از ملزومات استفاده مفید، اجرای اقدامات حفاظتی جهت به حداقل رساندن اتلاف آب است. اگر کاربری درخواست شده برای آب باعث اثرات مضر یا باعث افت شدید آب‌های زیرزمینی و رسیدن به آستانه غیرقابل‌قبول شود، مالک اراضی ذاتاً حقی در آب‌های زیرزمینی نداشته و مجوز ممکن است باطل شود. در مجوز مصرف فردی (CUP) و یا مجوز استفاده از آب (WUP) باید موارد زیر قید شود:

۱- مقدار تخصیص، ۲- محل منبع (به‌عنوان مثال، آبخوان و مکان چاه)، ۳- نوع استفاده و مدت مجوز تعریف‌شده باشد. مجوز تخصیص آب به شکل CUP یا WUP^۲ مالکیت آب توسط درخواست کننده نیست اما می‌تواند انتقال داده شود به شرط اینکه مالک جدید به همان استفاده مشخص‌شده قبلی ادامه دهد. مجوز مدت زمان محدود دارد و حق ذاتی تمدید وجود ندارد. در عمل تمدید مجوز به‌ندرت منتفی می‌شود اگرچه ممکن است مجوز تغییر داده شود.

۴-۶- رویکرد حقوق نظیر: تحت این رویکرد حقوق آب‌های زیرزمینی متناسب با سهم مالکیت زمین پوشاننده آبخوان است. آب متعلق به مالکین اراضی در نظر گرفته شده اما استفاده از آن توسط دولت کنترل می‌شود. استفاده از آب‌های زیرزمینی باید معقول، مفید و به حقوق سایر کاربران آب‌های زیرزمینی خدشه وارد نکند. در صورت کمبود ناشی از خشک‌سالی و یا برداشت بیش‌ازحد آبخوان، همه کاربران بدون تمایز بین کاربران اصلی و جدید و یا نوع استفاده از آب به نسبت مالکیت اراضی سهمی مشخص از استفاده آب خود را کم خواهند کرد. رویکرد استفاده حقوق نظیر در امریکا توسط ایالات هاوایی، آیووا، مینه سوتا و ورمونت به تصویب رسیده است. در کالیفرنیا هر دو رویکرد حقوق نظیر و رویکرد استفاده معقول و منطقی به تصویب رسید (Wright, ۱۹۹۰).

۵-۶- بیان دیگرگونه از شبه جرم: بیان دیگرگونه از شبه جرم ترکیبی از اصول مالکیت مطلق و رویکرد استفاده معقول و مناسب است.

- مالکین اراضی مستحق برداشت از آب‌های زیرزمینی جهت اهداف مفید می‌باشند و مسئول مداخله در استفاده دیگران از آب نیستند مگر استفاده دیگران:

- باعث افت آب و آسیب‌های غیرمنطقی با کاهش سطح آب یا فشار شوند.

- بیش از سهم مناسب سالانه آب زیرزمینی برداشت نمایند.
- باعث اثر نامطلوب مستقیم بر روی منبع آب و یا دریاچه شوند و نهایتاً سبب آسیب به فرد مستحق استفاده کننده از آن آب شوند.
بیان دیگرگونه از شبه جرم در امریکا در ایالات میشیگان و اوهایو و ویسکانسین به تصویب رسیده است (Wright, ۱۹۹۰).

جمع‌بندی و نتیجه‌گیری

بهبود حکمرانی آب‌های زیرزمینی نیاز به نهادهای آب زیرزمینی توانمند دارد. بزرگترین چالش در مدیریت آب در مناطق کمیاب آب اغلب ناکارایی و غیر مؤثر بودن شیوه‌های ناپایدار فعلی می‌باشد. باوجود آنکه شرایط فعلی بهترین گزینه در جهت پایداری نیست ولی اقدامی مؤثر نیز برای جلوگیری از ادامه مسیر مدیریت موجود آب دیده نمی‌شود. دولت‌ها به جای تغییرات پایدار بلندمدت که در کوتاه‌مدت به منافع مردم آسیب می‌رساند با ملاحظات سیاسی از مشکل اصلی فرار و در جهت تأمین منافع کوتاه‌مدت مردم گام برمی‌دارند. تغییر حکمرانی آب اگر غیرممکن نباشد به لحاظ سیاسی بسیار

منابع

- Agrawal A. 2002. Common resources and institutional sustainability. The drama of the commons, 41-85, National Academy Press, Washington.
- Allan J.A. 2001. The Middle East water question, Hydro politics and the global economy, London.
- Anderson T.L. and Snyder P. 1997. Water markets: Priming the invisible pump, Cato Institute, Washington.
- Bardhan P. and Dayton-Johnson J. 2002. Unequal irrigators: heterogeneity and commons management in large-scale multivariate research. The drama of the commons, 87-112, National Academy Press, Washington.
- Biswas A.K. 2007. Water as a human right in the MENA region: challenges and opportunities. International Journal of Water Resources Development, 23(2): 209-225.
- Bryner G.C. and Purcell E. 2003. Groundwater law sourcebook of the western United States (p. 1).

دشوار است زیرا بسیاری از مردم ممکن است در حفظ وضع موجود منافع تعیین شده داشته باشند. کسانی که در وضع موجود از حقوق آب برخوردار هستند به‌طور طبیعی در آینده با هر تغییری که منجر به باز تخصیص آب شود مقابله خواهند کرد (مگر اینکه به‌خوبی جبران مالی شوند). آن‌هایی که آب را بسیار ارزان یا رایگان استفاده می‌کنند ممکن است با پرداخت آب‌بها بیشتر به‌شدت مخالفت کنند. زمان زیادی می‌گذرد تا بحران به‌صورت کامل نمایان شود. بنابراین باید همه‌گروداران مقدار بحران آب را درک و قبول کنند و اراده سیاسی به پذیرش تغییرات عمده در سیاست‌ها باشد، بدیهی است در این راه آموزش به‌عنوان، یک عنصر حیاتی جهت پذیرش تغییرات خواهد بود. همچنین ضروری است که گروداران در فرآیند تصمیم‌گیری شرکت کنند و اعتماد کنند که تصمیمات مدیران آب، بی‌طرفانه و به نفع جامعه است.

پی‌نوشت

- 1- Lee County
2- Consumptive Use Permit or Water Use Permit

- Boulder, Colorado: Natural Resources Law Center, University of Colorado School of Law.
- COHRE, AAAS, SDC. and UN-HABITAT. 2007. Manual on the right to water and sanitation. Geneva: Centre on Housing Rights and Evictions.
- Dietz T., Dolsak N., Ostrom, E. and Stern P. C. 2002. The drama of the commons. The drama of the commons, 3-35, National Academy Press, Washington.
- Feitelson E. 2006. Impediments to the management of shared aquifers, A political economy perspective, Hydrogeology Journal, 14(3): 319-329.
- Gleick P.H. 2007. The human right to water (5 pp), Pacific Institute, Oakland. http://smtp.wecalc.org/reports/human_right_may_07.pdf
- Glennon R.J. 2002. Water follies: Groundwater pumping and the fate of America's fresh waters, Island Press, Washington DC.
- Hardberger A. 2005. Life, liberty and the pursuit of water: Evaluating water as a human right and the duties and obligations it creates, Northwest-

- nary (2nd Ed), Oxford University Press, New York.
- Office of Technology Assessment. 1983. Institutions affecting western agricultural water use, In Water related technologies for sustainable agriculture in the U.S. arid/semiarid lands (pp. 109-145). <https://www.princeton.edu/~ota/disk3/1983/8331/8331.PDF>
- Ostrom E., Gardner R. and Walker J. 1994. Rules, games, common-pool resources. Ann Arbor: University of Michigan Press.
- Ostrom E., Dietz T., Dolšák N., Stern P. C., Stonich S. and Weber E.U. 2002. The drama of the commons. Washington: National Academy Press.
- Ostrom E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939): 419-422.
- Ott W., 2014. Access to Drinking Water and Stakeholder Action -Drinking Water Governance in Cameroon from a Political-Ecological Perspective, Master thesis, Freie Universität, Department for Geographical Development Studies, Berlin.
- Pahl-Wostl C., Holtz G., Kastens B. and Knieper CH. 2010. Analyzing complex water governance regimes: the Management and Transition Framework. *Environmental science & policy*, (13): 571-581
- Pereira L.S., Cordery I. and Iaconides I. 2002. Coping with water scarcity: UNESCO, International Hydrological Programme, IHP-VI, Technical Documents in Hydrology No.58. <http://ulis2.unesco.org/images/0012/001278/127846E.pdf>
- Postel S. 1992. Last oasis: Facing water scarcity. New York, WW Norton, 239. [http://www.scirp.org/\(S\(43dyn45teexjx455qlt3d2q\)\)/reference/References-Papers.aspx?ReferenceID=1279287](http://www.scirp.org/(S(43dyn45teexjx455qlt3d2q))/reference/References-Papers.aspx?ReferenceID=1279287)
- Racked E. 1996. Introduction, In Racked E., Rathgeber E., Brooks D. B (Eds). Water management in Africa and the Middle East (pp. 4-8). Ottawa: Canada International Development Research Centre. <https://www.idrc.ca/sites/default/files/openbooks/289-9/index.html>
- Revenga C. 2001. Will there be enough water? *Earth Trends*, Water Resources Institute, 5.
- Richerson P.J., Boyd R. and Paciotti B. 2002. An evolutionary Journal of International Human Rights, 4(2): 331-362.
- Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. *science*, 162(3859): 1243-1248.
- Jacobs K.L. and Holway J.M. 2004. Managing for sustainability in an arid climate Lessons learned from 20 years of groundwater management in Arizona, USA. *Hydrogeology Journal*, 12(1): 52-65.
- Johnson N., Revenga C. and Echeverria J. 2001. Managing water for people and nature. *Science*, 292: 1071-1072.
- Keough N., Smirat S., Benjamin S. 2010. Lessons from a participatory approach to household greywater use in Jordan. S, McIlwaine., & M, Redwood (Eds.), *Greywater use in the Middle East. Technical, social, economic and policy issues*, 113-138, Replika press India.
- Kopelman S., Weber J.M. and Messick D.M. 2002. Factors influencing cooperation in commons dilemma: A review of experimental psychological research. In Ostrom E., Dietz T., Dolšák N., Stern P. C., Stonich S., and E. U. Weber (Eds.), *The drama of the commons* (pp.113-156), National Academy Press, Washington.
- Kresic N. 2009. Groundwater resources: Sustainability, management, and restoration, McGraw-Hill, New York.
- Langford M. 2005. The United Nations concept of water as a human right: A new paradigm for old problems? *Water Resources Development* 21(2): 273-282.
- Liamas M.R. 2004. Water and ethics. Use of groundwater: UNESCO International Hydro geological Programme. 33.
- Maloney F.E. 1972. A model water code: Text and commentary. Gainesville: University of Florida Press (University Water Resources Center Publication No. 8).
- Maxwell S. 2009. Moving beyond the "privatization wars" a call for balance. *Journal American Water Works Association*, 101(12): 26-28.
- McKean E. 2005. The new Oxford American Dictio-

- Toope S.J., Rainwater K. and Allan T. 2003. Managing and allocating water resources: adopting the integrated water resource management approach. United Nations Development Programme. 2013. User's Guide on Assessing Water Governance. Denmark.
- U.S. Census Bureau. 2011. State and County Quick Facts. Lee County. Retrieved Aug 7, 2011
- Ward F.A. and King J.P. 1998. Reducing institutional barriers to water conservation. *Water Policy*, 1: 411-420.
- Winpenny J. 1994. Managing water as an economic resource. London: Rutledge.
- Wright K.E. (Ed). 1990. Water rights of the fifty states and territories, American Water Works Association, Denver.
- WHO .2010. The Right to Water. Fact Sheet No.35.
- lutionary theory of commons management. *The drama of the commons*, 403: 442.
- Rose C.M. 2002. Common property, regulatory property, and environmental protection: comparing community-based management to tradable environmental allowances. *The drama of the commons*, 233: 250-53.
- Schlager E. 2006. Challenges of governing groundwater in U.S. Western States. *Hydrogeology Journal*, 14(3): 350-360.
- Schlager E. 2007. Community management of groundwater. *The agricultural groundwater revolution: Opportunities and threats to development*, 3: 131-152.
- Segerfeldt F. 2005. Water for sale. How business and the market can reduce the world's water crisis. Cato Institute, Washington.

Assessing the Impacts of Dams on the Local Community and Environment in Iran: Systematic Review

F. Nouri Najafi¹, H. Veisi^{2*}, K. Khoshbakht³, R. Mirzaei Talar-Poshti⁴

1, 2, 3, 4- Ph.D student, Associate Professor, Associate Professor, and Assistant Professor in Department of Agroecology, University of Shahid Beheshti, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: hveisi@gmail.com)

Received: 13-09-2017

Accepted: 18-04-2018

Abstract

This study conducts a comprehensive analysis of the various research with a focus on biophysical, socio-economic, and geopolitical impacts of dams through a systematic literature review for the period of 2000 to 2016. The major research databases were searched and 110 papers were identified. 24 papers were selected thematically and based on the period that the research was undertaken. Based on this, the effects of dams can be categorized into socio-economic, biophysical, and geopolitical. Results revealed that dam construction has both positive and negative impacts on the aforementioned three categories. The positive effects of dams include improving livelihoods, life expectancy, social cohesion, infrastructure development, sustainability of areas, preventing flood damage, creating new landscapes, and building local institutions. The negative effects include the displacement of indigenous populations, destruction of life/landscapes, community conflicts, cultural damage, or anthropological artifacts. Two strategies were recommended for managing the pros and cons of dams: 1) implementing sustainable impact assessment, and 2) corporate social responsibility.

Keywords: Impact assessment, Sustainability, Sahand dam, Systematic review.

ارزیابی تأثیر احداث سدها بر جامعه محلی و محیط پیرامون در ایران: مرور نظام مند

فرهاد نوری نجفی^۱، هادی ویسی^{۲*}، کورس خوشبخت^۳، رضا میرزایی تالار پشته^۴

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار، دانشیار و استادیار، گروه کشاورزی اکولوژیک، دانشگاه شهید بهشتی.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: hveisi@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۶/۲۲

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۱/۲۹

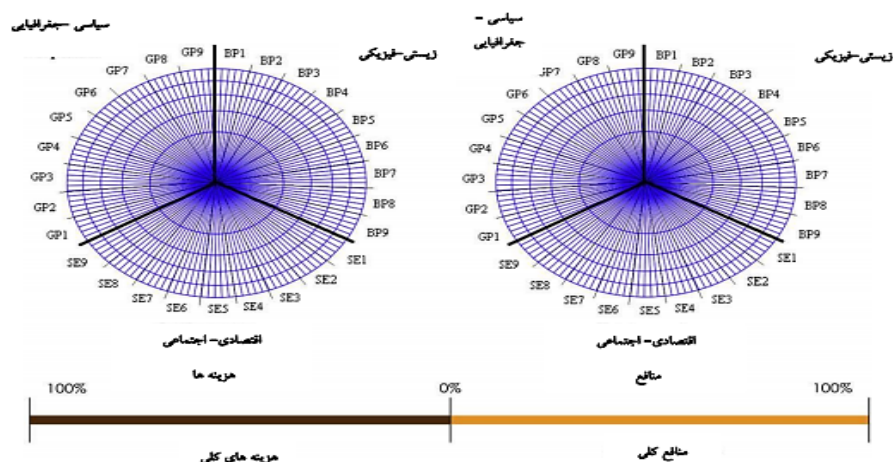
چکیده

این مطالعه تحقیقات مختلفی را با تأکید بر اثرات زیستی-فیزیکی، اقتصادی-اجتماعی و جغرافیایی-سیاسی با استفاده از روش مرور نظام مند ادبیات، طی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ تحلیل نمود. با بررسی پایگاه‌های تحقیقاتی، ۱۱۰ مقاله انتخاب شد که از این تعداد ۲۴ مقاله با ملاحظه موضوع و زمان اجرا مورد بررسی قرار گرفت. در این رابطه اثرات سدها در سه بعد اجتماعی-اقتصادی، زیستی-فیزیکی، و جغرافیایی-سیاسی تبیین شد. نتایج این بررسی نشان داد که احداث سدها سبب آثار مثبت و منفی در هر یک از سه بعد شده است. نتایج در مورد اثرات مثبت دلالت بر اثر سدها بر بهبود معیشت، امید به زندگی، انسجام اجتماعی، توسعه زیرساخت‌ها، پایداری مناطق، جلوگیری از تخریب ناشی از سیلاب‌ها، ایجاد چشم‌اندازهای جدید و ایجاد نهادهای محلی دارد. همچنین در مورد اثرات منفی نتایج بر اثراتی نظیر جابجایی جمعیت‌های انسانی، تخریب برخی چشم‌اندازها، نزاع‌های جمعی، تخریب آثار فرهنگی و مهاجرت دلالت دارد. در پایان بر اساس نتایج اجرای دو استراتژی ارزیابی اثرات پایداری سدها قبل از اجرا و استقرار نظام مسئولیت‌پذیری اجتماعی شرکت‌ها برای مدیریت و کاهش ریسک‌ها و مشکلات بعد از اجرا پیشنهاد شد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی تأثیر، پایداری، سد سهند، مرور نظام مند.

شده در شرایط ایران بپردازد بیش از پیش احساس می‌شود. این پژوهش با استفاده از روش تحقیق مرور نظام‌مند و بر اساس مدل ارزیابی تلفیقی اثرات سدها که توسط Brow و همکاران (۲۰۰۹) توسعه یافته است گزارشی جامع از اثرات سدهای بزرگ در شرایط ایران را ارائه می‌نماید. در این مدل اثرات سدها در دو گروه اصلی مثبت و منفی شامل ۲۷ اثر که در سه محور اقتصادی-اجتماعی (۹ اثر)، زیستی-فیزیکی (۹ اثر)، و سیاسی-جغرافیایی (۹ اثر) تنظیم شده، تبیین شده است. این اثرات که در شکل (۱) آمده است در محور اقتصادی اجتماعی به اثرات بر انسجام اجتماعی، تغییرات فرهنگی، توسعه فعالیت‌های اقتصادی غیرکشاورزی، بهداشت، فعالیت‌های اقتصادی کشاورزی، بی جا شدن، نیروی برق و ایجاد زیرساخت‌ها، ارزش مناطق مسکونی به‌علت چشم‌انداز جدید، ارزش تغییر در فعالیت اقتصادی و حمل‌ونقل اشاره دارد و در محور زیستی فیزیکی اثراتی مانند مدت زمان حفظ و نگهداری آب، ارزش طبیعی، انشعابات و اثر بر پایین‌دست، تنوع زیستی، فاصله‌ای از رودخانه که به‌علت سد خشک شده است، تأثیر بر روی زمین‌های اطراف از نظر رانش، انفجار و... حفاظت در برابر سیلاب، پایداری سایت، سطح ذخیره سد را در بر دارد و در انتها، در محور سیاسی-جغرافیایی به اثرات بر جمعیت متأثر در پایین‌دست، مناطق پایین‌دست آبی شده، حودمرزهای جغرافیایی تغییر یافته، اثر بر سایر سدها، نهادها و موافقتنامه‌ها؛ مشارکت سیاسی، تنش و پایداری تاریخی، حاکمیت محلی، و اثرات اقتصادی-اجتماعی برای سایر کشورها و مناطق دلالت دارد.

بیش از ۴۵۰۰۰ سد بزرگ در دنیا ساخته شده است که بیش از ۱۹ درصد الکتریسته را تولید و ۳۰ تا ۴۰ درصد زمین‌ها را آبیاری می‌کنند. سدها بیشتر از میانگین مقدار پایین رفتن آب دریاها، حجم آب را حفظ کرده و سبب تغییر شکل زمین و حتی روش چرخش آن شده است (Garandeau و همکاران ۲۰۱۲). این موضوع سبب بحث‌های زیادی درباره اثرات منفی و مثبت سدها بر زندگی مردم و وضعیت محیط‌زیست شده است. موسسات بین‌المللی توسعه و دولت‌های ملی که مهمترین تصمیم‌گیران سدهای بزرگ هستند، به تعدیل پروژه‌های جدید بر اساس رشد جمعیت، توسعه اقتصادی، اجتماعی و بلایای اقلیمی پرداختند تا نشان دهند که قدرت تصمیم‌گیری در دست آن‌هاست. از سال ۱۹۷۰ به بعد آگاهی درباره اثرات منفی محیط‌زیستی و اجتماعی سدها پدیدار شده است. نقطه اوج بحث ناشی از این آگاهی در سال ۱۹۹۰ بود که تعداد زیادی سازمان غیردولتی جنبشی را سازماندهی کردند و سبب شدند که بانک جهانی به بازنگری پروژه‌های سد خود بپردازد (WCD، ۲۰۰۰) در ایران نیز هم‌زمان با این جنبش‌ها، نیاز به مطالعه اثرات سدها پدیدار شد که نتیجه آن انجام مطالعات بر روی سدهای متعددی بود که از دهه ۹۰ در ایران ساخته شده بودند (WCD، ۲۰۰۰). هر چند این مطالعات اطلاعات ارزشمندی را ارائه داده‌اند اما هر کدام بر اساس شرایط محلی و منطقه‌ای بر روی برخی اثرات بیشتر متمرکز شده‌اند. براین اساس نیاز به یک مطالعات مروری که به تجمیع اثرات گزارش



شکل ۱- اثرات مثبت و منفی سدها

(اثرات زیستی-فیزیکی: BP1 = مدت زمان حفظ و نگهداری آب، BP2 = ارزش طبیعی، BP3 = انشعابات و اثر بر پایین‌دست، BP4 = تنوع زیستی، BP5 = فاصله‌ای از رودخانه که به‌علت سد خشک شده است، BP6 = تأثیر بر روی زمین‌های اطراف از نظر رانش، انفجار و...، BP7 = حفاظت در برابر سیلاب، BP8 = پایداری سایت، BP9 = سطح ذخیره سد؛ اثرات اقتصادی-اجتماعی: SE1 = انسجام اجتماعی، SE2 = تغییرات فرهنگی، SE3 = توسعه فعالیت‌های اقتصادی غیرکشاورزی، SE4 = بهداشت، SE5 = فعالیت‌های اقتصادی کشاورزی، SE6 = بی جا شدن، SE7 = نیروی برق و ایجاد زیرساخت‌ها، SE8 = ارزش مناطق مسکونی به‌علت چشم‌انداز جدید، SE9 = ارزش تغییر در فعالیت اقتصادی و حمل‌ونقل؛ اثرات سیاسی-جغرافیایی: GP1 = جمعیت متأثر در پایین‌دست، GP2 = مناطق پایین‌دست آبی شده، GP3 = حودمرزهای جغرافیایی تغییر یافته، GP4 = اثر بر سایر سدها، GP5 = نهادها و موافقتنامه‌ها؛ مشارکت سیاسی، GP6 = تنش و پایداری تاریخی، GP7 = حاکمیت محلی، GP8 = اثرات اقتصادی-اجتماعی برای سایر کشورها)

در این بخش به منظور بیان پیشینه تحقیق از روش مرور سیستماتیک استفاده شد. به این منظور از دستورالعملی که توسط Kitchenham و همکاران (۲۰۰۹) توسعه یافته است، استفاده شد. این تکنیک شامل مراحل چون فرایند؛ تعیین و تبیین سوال‌های اصلی تحقیق، انتخاب مطالعات مرتبط، ارزیابی کیفیت مطالعات، تخلص شواهد، تفسیر نتایج می‌باشد، که به شرح زیر در این تحقیق انجام گرفت:

تدوین سوال تحقیق: در این بخش بر اساس هدف و مدل نظری تحقیق سوال‌ها به شرح زیر تدوین شد:

- احداث سدها چه اثر مثبتی در ابعاد زیستی-فیزیکی، فرهنگی، اجتماعی و اقتصادی داشته‌اند؟
- احداث سدها چه اثر منفی در ابعاد زیستی-فیزیکی، فرهنگی، اجتماعی و اقتصادی داشته‌اند؟

تعیین کارها و مطالعات مرتبط: در این رابطه، ابتدا مطالعات انجام شده در بازه زمانی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ که به ارزیابی احداث سدها بر پایداری بوم نظام‌های کشاورزی پرداخته بودند، جمع‌آوری شد. همچنین از مطالعاتی که اغلب در حین اجرا و یا پس از اجرا انجام شده بود استفاده شد. به این منظور جستجوی فراگیر و جامعی در منابع علمی الکترونیک و پایگاه‌های مختلف شامل پایگاه‌های بین‌المللی (Springer, Sciencedirect, Willy, Scopus) و بانک‌های مقالات داخلی (CIVILICA, SID, Magiran) با استفاده از کلید واژه‌ها (شامل: assessment, irrigation, systems, ecological, economic

social, impact, sustainable, dam) انجام شد. در نتیجه، لیستی شامل ۱۱۰ مقاله از مطالعه‌های صورت پذیرفته در حوزه ارزیابی سدها فراهم شد. این لیست علاوه بر اطلاعات لازم در مورد کلید واژه‌های جستجو اطلاعات دیگری را نیز در اختیار محقق قرار داد. در این فرایند اطلاعاتی همچون محققان امر، مدیران پروژه و کشاورزان و مکان‌های مختلف در رابطه با این حوزه به دست آمد. بر این اساس ابتدا ۲۲ مقاله که اطلاعات کمی و کیفی مرتبط با ارزیابی اثرات سدها را در اختیار قرار می‌دادند، از چرخه بررسی کنار گذاشته شدند. سپس، ۸۸ مقاله باقیمانده به منظور انجام مطالعه بیشتر بررسی شدند. در پایان و پس از بررسی و مرور چکیده، مواد و روش‌ها و نتایج مرتبط با هدف، ۲۴ مقاله که آثار سدها را در ابعاد مختلف بررسی کرده بودند و خواسته‌های محقق را برای انجام فرایند مطالعه ارزیابی اثرات سدها برآورده کردند، انتخاب شدند.

۱- ارزیابی کیفیت مطالعه‌های انجام شده: به این منظور از فرم ارزیابی کیفیت (Dingsøyr و Dybå، ۲۰۰۸) جهت ارزیابی کیفیت مقاله‌های مورد استفاده در این تحقیق استفاده شد. همچنین لیستی از عوامل مرتبط با مورد مطالعه و چگونگی ارتباط مقاله‌های استخراج شده تهیه شد که به شرح ذیل می‌باشد:

- بیان شفاف اهداف و ارتباط موضوعی
 - طرح تحقیق مناسب
 - بیان زمینه تحقیق به صورت شفاف
 - بیان نتایج به صورت شفاف
- بر اساس این معیارها، به شرح جدول (۱) مقالات ارزیابی شدند و در پایان، ۲۴ مطالعه برای تحلیل انتخاب شدند.

جدول ۱- ارزیابی کیفیت در بررسی مقدماتی مطالعات

نمایه ارتباط	(۱) بیان شفاف هدف مرتبط با تحقیق	(۲) طرح تحقیق مناسب	(۳) بیان زمینه تحقیق به صورت شفاف	(۴) بیان نتایج به صورت شفاف
تعداد مقاله	۲۲	۲۴	۱۸	۲۴

این رابطه تعداد ۲۴ مطالعه انجام شده با مقدار ارتباط با موضوع بررسی دسته‌بندی شد. پس از بررسی ارتباط آن‌ها، نتایج پژوهش‌ها و گروه‌بندی انجام یافت. همان‌گونه که یافته‌های جدول (۲) نشان می‌دهد، محورهای اصلی مطالعه که مباحث تولید، اقتصادی، اجتماعی، زیستی-فیزیکی و سیاسی-جغرافیایی بوده‌اند از بین مقالات به دست آمده به دقت کنکاش و نتایج آن‌ها بررسی شد.

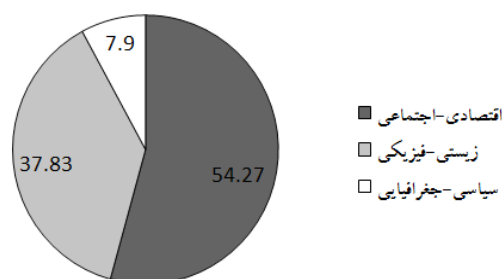
۲- تجزیه و تحلیل و تفسیر نتایج و داده‌ها: در این بخش تفاوت و شباهت‌های بین مطالعه‌های صورت گرفته تعیین و برجسته شدند. و اثرات مثبت و منفی در محورهای تعیین شده تبیین و علت آن‌ها تشریح شد. بعد از بررسی عنوان و چکیده مقاله‌ها و میزان ارتباط آن‌ها با موضوع مورد بررسی تحقیق حاضر، به مطالعه متون کامل مقالات مرتبط با حداقل یک بخش از موضوع تحقیق پرداخته شد و در

جدول ۲- مطالعات انتخاب شده برای تحلیل اثرات سدها

ردیف	محقق و سال تحقیق	خلاصه نتایج	اجتماعی	اقتصادی	زیستی- فیزیکی	تولید فرهنگی	محل تحقیق
۱	فرهادیان و مرادی (۱۳۹۱)	اثرات محیط‌زیستی مانند تنوع زیستی، و زوال اکوسیستم‌ها را در سد رودبار لرستان.	✓	✓	✓	✓	ایران
۲	حیدرزاده و همکاران (۱۳۹۳)	نتایج به‌دست‌آمده از تحلیل عاملی نشان داد که عامل‌های، مدیریت پایدار منابع، اشتغال و درآمد، اثرگذاری‌های محیطی، اعتماد و توسعه نهادی، مکانیزاسیون، بهره‌وری، کیفیت زندگی، توسعه کشاورزی و سیمای جمعیتی که در کل ۷۸ شاخص را در بر گرفته است بیش از ۷۳ درصد از واریانس اثر گذاری‌های توسعه‌ای پروژه‌های آبیاری کشاورزی را تبیین می‌کنند.	✓	✓	✓	✓	ایران
۳	بینا و همکاران (۱۳۸۱)	در ارزیابی اثرات محیط‌زیستی سد زاینده رود اثر ریز فعالیت‌های پروژه سد زاینده رود به‌صورت جداگانه بر روی پارامترهای زیست‌محیطی ارزیابی شده است و پس از تعین اثر کل ریز فعالیت‌های پروژه مشخص شد که سد زاینده رود بر زمین، آب، زیستگاه‌های گیاهی و جانوری منطقه اثر منفی داشته ولی بر آب و هوا اوضاع اجتماعی- اقتصادی، بهداشت و زیبایی منطقه اثر مثبت دارد.	✓	✓	✓	✓	ایران
۴	اشرف‌زاده و همکاران (۱۳۸۶)	باتوجه به ارزیابی‌های به‌عمل‌آمده گزینه اجرای پروژه با اعمال ملاحظات محیط‌زیستی بر گزینه عدم اجرا برتری دارد و عمده اثرات مثبت در محیط اقتصادی- اجتماعی و بیشترین اثرات منفی در محیط فیزیکی و در فاز ساختمانی است.	✓	✓	✓	✓	ایران
۵	یعقوبی فرانی و همکاران (۱۳۹۴)	پژوهش حاضر ارزیابی آثار اجتماعی- اکولوژیکی احداث سد فدامی بر توسعه کشاورزی منطقه در استان فارس بوده است. تکامل توأمان فناوری‌های کشاورزی، نهادهای اجتماعی و ارزش‌های اخلاقی- دینی مورد بررسی قرار گرفت و مشخص شد در یک روند تاریخی در حوزه مدیریت اراضی و آب سه پارادایم سنت/ پیش از مدرنیزاسیون، نوگرایی صنعتی و نوگرایی باثباتی قابل تمایز است.	✓	✓	✓	✓	ایران
۷	شبانکاری و حبیبیان (۱۳۸۹)	بررسی‌ها نشان داد که دریاچه سد زاینده رود علی‌رغم اثرات منفی بر روی زمین، آب، زیستگاه‌های گیاهی و جانوری منطقه، به دلیل تعدیل شرایط آب و هوایی در مقیاس کلیمایی، بهبود اوضاع اقتصادی- اجتماعی- بهداشتی، نقش زیبایی تفریحی در منطقه اثر مثبتی داشته است.	✓	✓	✓	✓	ایران
۸	ریاحی سامانی و همکاران (۱۳۸۲)	در این طرح تحقیقاتی به مطالعه و ارزیابی اثرات محیط‌زیستی احداث سد و نیروگاه بر رودخانه کارون در استان چهارمحال و بختیاری پرداخته می‌شود و اثرات گزینه های مختلف سد کارون (۵) بررسی و بهترین گزینه به‌صورت کلی پیشنهاد می‌شود.	✓	✓	✓	✓	ایران
۹	دهقانی (۱۳۹۲)	نتایج حاصل از برآورد مدل رگرسیون نشان داد که درآمد و بهره‌وری محصولات عمده کشاورزی در منطقه (گندم و ذرت) افزایش یافته است.	✓	✓	✓	✓	ایران
۱۰	پیری (۱۳۹۰)	طرح احداث سد چاه نیمه چهارم با وجود اثرات منفی، تأثیرات مثبت بیشتری بر محیط اقتصادی- اجتماعی و محیط زیست منطقه دارد و در صورت مدیریت صحیح منابع آب تأثیرات مثبتی را بر رشد و توسعه اقتصادی و اجتماعی منطقه موجب می‌شود.	✓	✓	✓	✓	ایران
۱۱	ملک حسینی و میرک زاده (۱۳۹۴)	مهمترین اثرات مثبت سد سلیمان‌شاه شامل افزایش درآمد کشاورزان، توسعه زمین‌های کشاورزی قارباب، افزایش درآمد کشاورزان از طریق مشاغل غیر کشاورزی، افزایش ارزش اقتصادی زمین و اثرات منفی عبارتند از دست دادن تعلقات فرهنگی- اجتماعی، تخریب برخی از اراضی مرغوب کشاورزی و از بین رفتن باغ‌های چند ساله.	✓	✓	✓	✓	ایران

ردیف	محقق و سال تحقیق	خلاصه نتایج	اجتماعی	اقتصادی	زیستی- فیزیکی	تولید فرهنگی	محل تحقیق
۱۲	احمدی اوئندی و همکاران (۱۳۹۳)	ارزیابی پیامدهای اجتماعی و فرهنگی پروژه احداث سد کارون ۳ اثرات منفی احداث سد عبارتند از: خانواده‌های نقل مکان کرده از محل زندگی خود جوامع میزبان و جوامع ساکن.	✓			✓	ایران
۱۳	موسوی و همکاران (۱۳۹۱)	سد و اثرات مخرب آن بر محیط زیست.			✓		ایران
۱۴	حیدری و پاپ زن (۱۳۹۴)	پیامدهای منفی سد شهلا عبارتند از: باز بین رفتن راه ارتباطی، آسیب زدن گردشگران به محصولات کشاورزی، عدم تبدیل زمین‌های کشاورزی دیم به آبی و مزایای سد شامل اطمینان از آب در دسترس در فصول کم آب، جلوگیری از بروز سیلاب.		✓	✓		ایران
۱۵	طاهری صفار و همکاران (۱۳۹۴)	ارزیابی اثرات اقتصادی، اجتماعی و محیط زیستی احداث سد بار نیشابور.	✓	✓	✓		ایران
۱۶	نجمائی (۱۳۸۲)	در بسیاری از موارد پیامدهای حاصل از صدمات و خطرات و ضایعات ناشی از احداث یک سد که بدون توجه به مسائل محیط زیستی ساخته شده اند چنان شدید است که سرمایه ملی را که در راه احداث چنین سدهایی صرف شده به کلی ضایع کرده است.			✓	✓	ایران
۱۷	مرادی و همکاران (۱۳۸۹)	بررسی اثرات زیست محیطی سد پرود و ارائه راهکارهای کاهش جهت کاهش اثرات.			✓		ایران
۱۸	پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸)	بررسی اثرات محیط زیستی احداث سد.			✓		ایران
۱۹	جوادی و همکاران (۱۳۹۱)	اثر احداث سد بر وضعیت اجتماعی بالادست و پایین دست سد خاکی لایر فین.	✓				ایران
۲۰	نیکبخت و شا محمدی حیدری (۱۳۸۳)	ارزیابی اثرات محیط زیستی مرحله بهره‌برداری سد سردشت در استان خوزستان.			✓		ایران
۲۱	جوزی و همکاران (۱۳۹۵)	بررسی اثرات محیط زیستی سد استقلال میاب در فاز بهره‌برداری با تلفیق روش‌های ICOLD و Modife			✓		ایران
۲۲	رحمتی و نظریان (۱۳۸۹)	احداث سد گوند علیا به علت قرار گرفتن برخی روستاها و زمین‌های کشاورزی در پشت مخزن سد، آثار اقتصادی و اجتماعی منفی فراوانی در پی داشت و این تبعات برای جوامع روستایی که به دلیل شرایط خاص جغرافیایی، اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی کاملاً به محیط جغرافیایی وابسته اند، دو چندان بود.	✓	✓		✓	ایران
۲۳	شهیدی و شهیدی (۱۳۹۴)	سدها با ایجاد سطح وسیع آبی در یک منطقه، محیطی آرام و مناظر زیبایی را برای گردشگران فراهم می‌کند و باعث جذب آن‌ها خواهد شد. موضوعی که سبب اشتغال‌های جانبی در کنار فعالیت‌های غالب کشاورزی آن‌ها و در نتیجه افزایش سطح درآمد آن‌ها شده است.			✓		ایران
۲۴	حسینی توسلی و همکاران (۱۳۸۶)	قبل از احداث هر سدی علاوه بر در نظر گرفتن ملاحظات فنی، اقتصادی و اجتماعی باید با منابع مطالعه وضعیت طبیعی حوزه، فرصت‌ها و چالش‌های ناشی از اجرای سد در ارتباط با منابع طبیعی را شناسایی و برای آینده منطقه برنامه‌ریزی نمود. علاوه بر این احداث سد مذکور آثار و نتایج فراوانی در حوزه‌های اقتصادی، اجتماعی، طبیعی و فنی در برداشت.	✓	✓			ایران

۳- تفسیر نتایج: در این مرحله، مقاله‌های انتخاب شده در رابطه با اثرات مثبت و منفی در محورهای اجتماعی، اکولوژیک، اقتصادی، فرهنگی و تولیدی تحلیل شدند که شکل (۲) آمده است و نتایج نشان می‌دهد که بیش از ۵۰ درصد مطالعات بر اثرات اقتصادی-اجتماعی اشاره دارند و کمتر از ۱۰ درصد از مقالات بر مسائل سیاسی و جغرافیایی را مدنظر داشته اند. مجموعه این اثرات به صورت مثبت و منفی در مطالعات مختلف استخراج شدند که نتایج آن در جدول‌های (۳)، (۴)، (۵) و شکل (۳) نشان داده شد. همچنین تفاوت و شباهت‌های بین مطالعات صورت گرفته تعیین شدند. در این خصوص اثرات مثبت و منفی در محورهای تعیین شده تبیین و علت آن‌ها تشریح شد.



شکل ۲- نمودار درصد و تعداد مباحث در مقالات استخراج شده بر اساس مدل نظری تحقیق

یافته‌های پژوهش

باتوجه به یافته‌های اولیه این تحقیق می‌توان چنین اظهار داشت که در مباحث بررسی شده بیشترین فراوانی تحقیق مربوط به مباحث زیستی-فیزیکی بوده که ۱۶ مورد را با ۳۱/۳۷٪ و کمترین فراوانی مربوط به تحقیقات حول محور مباحث فرهنگی با ۴ مطالعه و در کل با ۷/۸۴٪ می‌باشد. پس از مباحث اکولوژیک، مسائل اجتماعی با ۱۴ مورد و درصد فراوانی ۲۷/۴۵٪ و مسائل اقتصادی با ۱۲ مورد و درصد فراوانی ۲۳/۵۲٪ تحقیقات بیشترین فراوانی مطالعات را شامل می‌شود. بعد از تولید نیز با تعداد ۵ مورد مطالعه و ۹/۸٪ در جایگاه بعدی قرار دارد. البته باید در نظر داشت این یافته‌ها نمی‌توانند اهمیت مسائل مورد مطالعه را به تنهایی نشان دهند.

• اثرات اقتصادی-اجتماعی

چون اکثر پروژه‌های سدها ابزارهایی برای توسعه فرض می‌شوند، اثرات اقتصادی، اجتماعی بر جوامع انسانی که برخی

برنامه‌ریزی شده و عمدی و برخی ناخواسته و غیرعمدی هستند اهمیت اساسی دارد (Egre و Senecal، ۲۰۰۳). در این خصوص داده‌های جدول (۳) بیانگر اثرات اقتصادی- اجتماعی سدها بر حوضه آبریز خود می‌باشند که برخی اثرات مثبت و برخی منفی و برخی هم مثبت و هم منفی هستند. در این خصوص تحلیل مقاله‌های بررسی شده نشان داد که سدهای احداث شده در ایران به‌ویژه سدهای کوچک اثرات مثبتی در زمینه ارتقای انسجام اجتماعی به شکل ایجاد تعاونی‌های آب‌بران (دهقانی، ۱۳۹۲)، توسعه فعالیت‌های کشاورزی از طریق کمک به آبی شدن زمین‌های کشاورزی (جوزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳)، توسعه فعالیت‌های غیرکشاورزی مانند گردشگری (طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴؛ ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۴) و حمل‌ونقل (پیرستانی و شفقتی، ۱۳۸۸؛ شبانکاری و حلییان، ۱۳۸۹)، و توسعه زیرساخت‌ها مانند جاده و برق‌رسانی (احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳؛ طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴) داشته است. همچنین نتایج نشان داد سدها دارای اثرات منفی مانند زیر آب رفتن برخی روستاها و جابجایی آن‌ها، تغییر کاربری از زمین کشاورزی به ویلا و به خطر افتادن بهداشت عمومی اشاره کرد (طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴؛ ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۴؛ نیکبخت و شامحمدی حیدری، ۱۳۸۳؛ پیرستانی و شفقتی، ۱۳۸۸؛ جوزی و همکاران، ۱۳۹۵). پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸) بیان کردند "با انباشت زباله در پیرامون دریاچه سدها به علت حضور گردشگران، دریاچه می‌تواند منبع بسیاری از بیماری‌های واگیر نظیر مالاریا و بیماری‌های خونی شود". در بررسی‌های برخی از محققان، سدها در برخی زمینه‌ها هم اثرات منفی و هم اثرات مثبت داشته‌اند. به عنوان (طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴؛ ملک حسینی و همکاران، ۱۳۹۴؛ جوزی و همکاران، ۱۳۹۵، دهقانی، ۱۳۹۲؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳) تغییر فرهنگ روستاها با ورود گردشگران را مثبت ارزیابی کرده‌اند اما (پیرستانی و شفقتی، ۱۳۸۸) این اثر را منفی گزارش کرده‌اند و بیان کردند "گاهی اشتغال کارگران غیر بومی در مرحله ساخت و توسعه توریسم در دوران بهره‌برداری از دیگر مشکلاتی هستند که باعث برهم زدن امنیت شهر و روستا می‌شوند. این مشکلات در بعضی از موارد نظیر جلب گردشگر، در دراز مدت می‌تواند باعث تغییر ساختار سنتی و فرهنگی آن شهر یا روستا شود." یعقوبی فرانی و همکاران (۱۳۹۴) در مورد افزایش بهداشت عمومی متأثر از سد، اظهار نظر مثبت و منفی داشته‌اند که نظرات منفی این محققان در مرحله ساختمان و زمان احداث سد بوده و نظر مثبت ایشان برای زمان بعد از بهره‌برداری از ساختمان سد بوده است.

جدول ۳- اثرات اقتصادی-اجتماعی

علامت	اثر	توصیف	بینا و همکاران (۱۳۸۱)	حیدر زاده و همکاران (۱۳۹۳)	احمدی آوندی و همکاران (۱۳۹۳)	دهقانی (۱۳۹۲)	پیری (۱۳۹۰)	نیکبخت و شامحمدی حیدری، (۱۳۸۳)	شبانکاری و حلییان (۱۳۸۹)	پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸)	جوزی و همکاران (۱۳۹۵)	شهیدی و شهیدی (۱۳۹۴)	ملک حسینی و میرک زاده (۱۳۹۴)	طاهری صفار و همکاران (۱۳۹۴)	رحمتی و نظریان (۱۳۸۹)	یعقوبی فرانی و همکاران (۱۳۹۴)
SE۱	انسجام اجتماعی	همبستگی روستاییان در استفاده از آب سد	+	+	+	+			+	+	+			+		+
SE۲	تغییرات فرهنگی	تغییر فرهنگ روستاها با ورود گردشگران			+				+	-	+		+	+		
SE۳	توسعه فعالیت‌های اقتصادی غیرکشاورزی	کسب در آمد از طریق گردشگر	+	+	+	+			+	+	+		+	+	+	+
SE۴	بهداشت	افزایش بهداشت عمومی منطقه	+	+	+			+	+	-	+			+		-+
SE۵	فعالیت‌های اقتصادی کشاورزی	افزایش کشت محصولات آبی	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
SE۶	بی جا شدن	به زیر آب رفتن برخی روستاها و جابجایی آن‌ها		-	-					-	-		-	-	-	
SE۷	نیروی برق و ایجاد زیرساخت‌ها	تأثیر ساخت سد بر برق رسانی به منطقه			+				+	+	+			+		
SE۸	ارزش مناطق مسکونی به علت چشم‌انداز جدید	افزایش ارزش اراضی مسکونی با قابلیت تبدیل به زمین‌های ساخت ویلاها	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
SE۹	ارزش تغییر در فعالیت اقتصادی و حمل‌ونقل	تغییر مشاغل برخی از روستاییان به بخش حمل و نقل		+	+	+		+	+	+	+			+		+

• اثرات زیستی-فیزیکی

اثرات زیستی-فیزیکی سدها در حوضه آبریز خود نیز اعمال نموده‌اند که برخی اثرات مثبت و برخی منفی و برخی هم مثبت و هم منفی دارند در جدول (۴) ارائه شده است. در این رابطه تحلیل مقالات بررسی شده نشان می‌دهد که سدهای احداث شده در ایران اثرات مثبتی در زمینه‌ی مدت زمان نگهداری و حفظ آب در پشت سد (یعقوبی فرانی و همکاران، ۱۳۹۴؛ ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۴؛ مرادی و همکاران، ۱۳۸۹)، تأثیرگذاری بر احیای منابع طبیعی (حیدری و همکاران، ۱۳۹۴؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳)، آبیاری کردن زمین‌های پایین‌دست (جوزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ پیرستانی و شفقتی، ۱۳۸۸؛ نیکبخت و شامحمدی حیدری، ۱۳۸۴) و ارتقای تنوع زیستی با احداث سد (شبانکاری و

همکاران، ۱۳۹۰؛ پیری و همکاران، ۱۳۹۲) داشته‌اند. اگرچه در این مورد پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸) تأثیر سد را بر روی تنوع زیستی منفی گزارش نموده است که به علت تخریب زیستگاه و اثرات سوء در مرحله احداث ساختمان و آلودگی صوتی بوده است. در زمینه کنترل و مهار سیلاب‌ها می‌توان گفت که اکثریت قریب به اتفاق نتایج مثبتی را در این زمینه گزارش کرده‌اند (فصاحت و همکاران، ۱۳۹۳؛ طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴؛ مرادی و همکاران، ۱۳۸۹). فصاحت و همکاران (۱۳۹۳) در بررسی اثرات ۵ سد در حوضه جونقان فارس، سد باباحیدر بر کاهش سیلاب گزارش کرده است که احداث کلیه سدهای مطالعاتی و اجرایی با فرض پر بودن، دبی اوج سیلاب به‌طور متوسط ۳۴ درصد کاهش یافته است. در این رابطه برخی از محققان نیز نظرات مثبتی در مورد میزان

اثر بخشی سد در پایداری مناطق مورد مطالعه داشته‌اند. شبانکاری و همکاران (۱۳۹۰) اظهار کردند که دریاچه سد زاینده‌رود علی‌رغم اثرات منفی بر روی زمین، آب، زیستگاه‌های گیاهی و جانوری منطقه به دلیل تعدیل شرایط آب‌وهوایی در مقیاس میکروکلیمایی، بهبود اوضاع اجتماعی-اقتصادی-بهداشتی، نقش زیبایی-تفریحی در منطقه، اثر مثبت داشته است. نتایج همچنین نشان داد که سدها از نظر فیزیکی-زیستی دارای اثرات منفی نیز بوده‌اند که از این میان می‌توان به زیر آب رفتن زمین‌های کشاورزی، مرتعی و جنگلی، ایجاد رانش و جابجایی بستر رودخانه اشاره کرد (ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۴؛ جوزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳؛ پیرستانی و شفقتی، ۱۳۸۸). مرادی و همکاران (۱۳۸۸) اظهار داشتند "تغییر در شکل زمین به دلیل انفجار، حفاری،

خاک‌برداری و خاک‌ریزی، برداشت از منابع قرضه، تخریب پوشش گیاهی، احداث جاده‌های دسترسی به وجود می‌آید و از موارد اجتناب‌ناپذیر می‌باشد". هادیان و همکاران (۱۳۹۲) در مورد سد حنا گزارش کردند نقشه طبقه‌بندی شده مربوط به سال ۱۹۹۸ نشان می‌دهد که حدود ۷۰۴ هکتار از مراتع و زمین‌های کشاورزی به دلیل ساخت سد حنا تخریب شده است. به دلیل ساخت این سد در سال ۱۹۹۶ سطح کشاورزی فاریاب در سال‌های شروع آبیگری سد (سال ۱۹۹۸) حدود ۱۰۰٪ افزایش داشت در حالی که در سال ۲۰۱۱ سطح آن‌ها نسبت به ۱۹۹۸ و ۱۹۷۶ به ترتیب تا ۶۹٪ و ۳۶٪ کاهش یافت. همچنین وسعت مراتع با کاهش ۱۰ درصدی مواجه شد و از ۱۹۵۹۰۶ هکتار در سال ۱۹۷۶ به ۱۷۶۸۲۷ هکتار در سال ۲۰۱۱ کاهش یافته است.

جدول ۴- اثرات زیستی-فیزیکی سدها

علامت	اثر	توصیف	یعقوبی فرانی و همکاران (۱۳۹۴)	حیدری و پاپ زن (۱۳۹۴)	جوزی و همکاران (۱۳۹۵)	پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸)	شبانکاری و حلییان (۱۳۸۹)	نیکبخت و شامحمدی حیدری (۱۳۸۳)	ملک حسینی و میرک زاده (۱۳۹۴)	مرادی و همکاران (۱۳۸۹)	احمدی آوندی و همکاران (۱۳۹۳)	دهقانی (۱۳۹۲)	حیدر زاده و همکاران (۱۳۹۳)	بینا و همکاران (۱۳۸۱)
BP۱	مدت زمان حفظ و نگهداری آب	زمان ماندگاری آب برای استفاده در پشت سد	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
BP۲	ارزش طبیعی	تاثیر گذاری سد از نظر مناظر طبیعی در منطقه	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
BP۳	انشعابات و اثر بر پایین دست	میزان اثر گذاری برای استفاده از آب در پایین دست	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
BP۴	تنوع زیستی	تاثیر احداث سد بر تنوع زیستی منطقه	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	
BP۵	فاصله‌ای از رودخانه که به علت سد خشک شده است	با احداث و آبیگری سد زمین‌های حاشیه رودخانه متاثر از سد چگونه بوده	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BP۶	تاثیر بر روی زمین	تاثیر بر روی زمین‌های اطراف از نظر رانش، انفجار و...	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BP۷	حفاظت در برابر سیلاب	سد تا چه حد در کنترل سیلاب منطقه موثر است	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Bp۸	پایداری سایت	میزان اثر بخشی سد احداث شده در پایداری منطقه		+	+	+	+	+						
BP۹	سطح ذخیره سد	مقدار استفاده شده از حداکثر منبع ذخیره	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	

• اثرات سیاستی-جغرافیایی

سدها اثرات زیادی بر تغییر روابط قدرت و اجتماعی بین گروه‌های مختلف در بالادست و پایین‌دست می‌شوند (Garandeau و همکاران، ۲۰۱۲). بررسی داده‌های جدول (۵) نشان می‌دهد سدها اثرات سیاستی-جغرافیایی زیادی در حوضه آبریز خود داشته‌اند که برخی مثبت و برخی منفی و برخی هم مثبت و هم منفی هستند. تحلیل مقالات بررسی شده نشان داد که سدهای احداث شده در ایران، اثرات مثبتی در زمینه‌های افزایش میزان افراد بهره‌مند از آب سد در پایین‌دست (یعقوبی فرانی و همکاران، ۱۳۹۴؛ جوزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ حیدر زاده و همکاران، ۱۳۹۲ و شبانکاری و حلییان، ۱۳۸۹)، گسترش اراضی فاریاب (دهقانی، ۱۳۹۲؛ مرادی و همکاران، ۱۳۸۹؛ طاهری صفار و همکاران، ۱۳۹۴)، ایجاد تشکلهای در منطقه پس از احداث سد (جوزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۴؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳)، افزایش مشارکت سیاسی بهره‌برداران (دهقانی، ۱۳۹۲؛ احمدی آوندی و همکاران، ۱۳۹۳)، و افزایش نقش جوامع محلی در استفاده از آب سد (حیدر زاده و همکاران، ۱۳۹۲؛ ملک حسینی و میرک زاده، ۱۳۹۳؛ مرادی و همکاران، ۱۳۸۹ و حسینی توسلی و همکاران، ۱۳۸۶) داشته است. علاوه بر این اثرات، جوزی و همکاران (۱۳۹۵) احداث سد بر وضعیت اقتصادی و اجتماعی کشورهای همسایه را به این علت که سد مورد مطالعه ایشان نزدیک کشورهای حاشیه خلیج فارس بوده، مثبت ارزیابی نموده‌اند. تنها موردی که از نظر محققان در این بخش به صورت مثبت و منفی ارزیابی شده اثر بخشی سد بر مسائل تاریخی منطقه بود.

پیرستانی و شفقتی (۱۳۹۴)؛ ملک حسینی و میرک زاده (۱۳۹۴)؛ جوزی و همکاران (۱۳۹۵)؛ رحیمی و رنجبر دستنائی (۱۳۹۱) و احمدی آوندی و همکاران (۱۳۹۳) اثرات سد را بر توسعه و تداوم فرهنگ کشاورزی و همچنین الگوهای فرهنگی جامعه در اثر ورود گردشگران و روابط اجتماعی بیشتر مثبت ارزیابی کرده‌اند. در کنار این اثرات، اثرات منفی زیادی برای سدها به‌ویژه اثرات آن بر جوامع پایین‌دست پیرامون تالاب‌های خشک شده گزارش شده است. احمدی آوندی و همکاران (۱۳۹۲) و توسلی و همکاران (۱۳۸۶) اظهار داشتند با آبیگری سد کارون ۳ بسیاری از آثار باستانی ایزه، از جمله کاروان‌سرای ۷۰۰ ساله خار سیاه دون و آثار ناشناخته و کم شناخته‌شده‌ی دیگر به زیر آب رفتند. نوری نجفی و همکاران (۱۳۹۷) عنوان کردند در آذربایجان، در جریان عملیات ساخت سد سهند پل ایلخانی گورچینلو تخریب شده و ۹ محوطه‌ی باستانی در خطر غرق شدن قرار گرفته است. سرانجام در مورد سد سیمره، درویشی و همکاران (۱۳۹۱) گزارش کردند عدم وجود نگاهی فضایی مبتنی بر پویایی ساختاری-کارکردی در ایجاد سد بدون درک این مساله که فروپاشی یک نظام سکونت بدون در نظر گرفتن ویژگی‌های ساختاری-کارکردی آن (در ابعاد اجتماعی-اقتصادی و کالبدی) از یک طرف و عدم توجه به ویژگی‌های ساختاری-کارکردی نظام سکونت دیگر با جنبه‌های خاص از طرف دیگر که دارای تعارضاتی با یکدیگر هستند؛ زمینه‌ساز بروز مشکلاتی در نظام فضایی ناحیه شد که نه تنها روستاییان دهستان زیر تنگ بلکه شهروندان شهر کوه‌دشت و سایر شهرهای استان لرستان را نیز تحت تأثیر قرار داده است.

جدول ۵- اثرات سیاستی-جغرافیایی

علامت	اثر	توصیف	جوزی و همکاران (۱۳۹۵)	ملک حسینی و میرک زاده (۱۳۹۴)	پیرستانی و شفقتی (۱۳۸۸)	شبانکاری و حلییان (۱۳۹۰)	دهقانی (۱۳۹۲)	احمدی آوندی و همکاران (۱۳۹۳)	رحیمی و رنجبر دستنائی (۱۳۹۱)	طاهری صفار و همکاران (۱۳۹۴)	درویشی و همکاران (۱۳۹۱)	رحمتی و همکاران (۱۳۸۱)	مرادی و همکاران (۱۳۸۹)	حسینی توسلی و همکاران (۱۳۸۶)
GP۱	جمعیت متأثر در پایین‌دست	میزان افراد بهره‌مند از آب سد در پایین‌دست	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-		
GP۲	مناطق پایین‌دست آبی شده	موفقیت در تعدد اراضی استفاده کننده از آب	+	+			+	+	+	+	+	-	+	
GP۳	حدومرزهای جغرافیایی تغییر یافته	با احداث سد آیا مرزهای جغرافیایی روستاها دستخوش تغییر گشته‌اند؟												

[illegible]

شکل ۳- اثرات تجمعی مثبت (سمت راست) و منفی سدها (سمت چپ) در ابران بر اساس نتایج مطالعات بررسی شده

نتیجه گیری

در راستای این دو فعالیت و استراتژی اصلی و بر اساس نتایج گزارش شده برخی اقدامات در سطح محلی و ملی پیشنهاد می‌شود:

- تشکیل کارگروهی از متخصصان امر با حضور جوامع محلی و تجزیه و تحلیل نتایج به‌دست‌آمده از تحقیقات اولیه صورت گرفته با لحاظ نمودن نظرات معتمدین جوامع محلی و وزن‌دهی علمی به یافته‌های تحقیقات اولیه و در نهایت تصمیم‌گیری جهت احداث یا عدم احداث سد در منطقه مورد نظر.
- اخذ رضایت کشاورزان و ساکنین روستاهای بالادست با مشوق‌های مالی و خرید املاک آن‌ها با قیمت عرف منطقه و مشوق‌های غیر مالی از جمله در اختیار قرار دادن آب برای زمین‌هایی از روستاهای بالادستی که پس از احداث سد به زیر آب نمی‌روند با در نظر گرفتن حداقل زمان ممکن برای آبیاری نمودن آن زمین‌ها و تامین زندگی در حد معقول و متعارف ساکنانی که به نوعی تمامی املاک خود را از دست داده‌اند.
- اسکان مهاجران در مناطقی با حداقل فاصله نسبت به محل سکونت قبلی به جهت کاهش افسردگی و ارائه وام‌های کم بهره برای ساخت مسکن‌های جدید.
- احداث کارخانه، واحد تولیدی، تبدیلی و یا تفریحی برای ایجاد اشتغال پایدار با اولویت افرادی که بیشتر املاک خویش را در احداث سد از دست داده‌اند برای جلوگیری از مهاجرت و افزایش امید به آینده در این افراد و در نظر گرفتن امکانات رفاهی برای روستاهای جدید.
- اسکان ساکنان روستاهای بالادستی بلافاصله بعد از تصویب احداث سد در روستاهای جدید برای عادت کردن به محل زندگی جدید و داشتن زمان کافی برای انتقال تعلقات فرهنگی از قبیل مزار و آبستگان و کاهش افسردگی و احداث باغات جدید در روستاهای جدید برای ساختن آینده‌ای غیر مبهم و روشن و امید به بهبود بخشیدن برای زندگی خود و افراد خانواده تا مرحله اتمام احداث سد.

منابع

احمدی آوندی، ذ.، بهمئی، س.، سپهوند، ع.، لجم اورک، ا. و مرادی، ع. ۱۳۹۳. ارزیابی پیامدهای اجتماعی و فرهنگی پروژه احداث سد کارون ۳ شهرستان ایذه. نشریه توسعه اجتماعی، ۸(۲): ۲۷-۵۲.

اشرف زاده، م. ر.، علی سمیعی، ع. و میر باقری، م. ۱۳۸۶. ارزیابی زیست‌محیطی سد مخزنی شهید مدنی و شبکه آبیاری و زهکشی مربوطه با استفاده از روش ماتریس آیکولد و لئوپولد. دومین کنفرانس ملی تجربه‌های ساخت شبکه‌های آبیاری و زهکشی. تهران، ایران.

بلالی، م. ر.، کنولارتز، ژ. و کورتهالز، م. ۱۳۸۹. مدیریت بازتابی اراضی و آب در ایران: ارتباط فناوری، حکمرانی و فرهنگ، قسمت اول: پارادایم‌های مدیریت اراضی و آب. مجله پژوهش آب در

کشاورزی، ۲۴(۱۳): ۷۳-۹۷.

بینا، ب.، اسدی، م. و قیصری، ع. ۱۳۸۱. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی سد زاینده رود. همایش بین‌المللی انسان و آب. رامسر، ایران.

پیرستانی، م. و شفقتی، م. ۱۳۸۸. بررسی آثار زیست‌محیطی احداث سد. نشریه نگرش‌های نو در جغرافیای انسانی، جغرافیای انسانی، ۱(۳): ۳۹-۵۰.

پیری، ح. ۱۳۹۰. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی احداث سد چاه نیمه چهارم در زابل. آمایش سرزمین، ۳(۵): ۱۴۵-۱۶۳.

جواد، آ.، اکبریان، م.، نوحه‌گر، ا. و محمدی کنگرانی، ح. ۱۳۹۱. اثر احداث سد بر وضعیت اجتماعی بالادست و پایین‌دست سد خاکی لاور فین، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه هرمزگان - دانشکده کشاورزی.

جوزی، س. ع.، حسینی، ل. و دهقانی، ع. ۱۳۹۵. بررسی اثرات زیست‌محیطی سد استقلال میناب در فاز بهره‌برداری با تلفیق روش‌های ICOLD و Modified. نشریه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۱۸(۲): ۱۳۰-۱۴۱.

حسینی توسلی، م.، کهندل، ا. و مرتضایی فریز هندی، ق. ۱۳۸۶. جلوگیری از اثرات منفی سدسازی و استفاده از فرصت‌های جدید با بررسی راهکارهای اجرایی در بخش‌های مرتبط با منابع طبیعی (مطالعه موردی: سد کارون ۳)، اولین همایش ملی سد و سازه‌های هیدرولیکی. دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، کرج، ایران.

حیدرزاده، ی.، ویسی، ه. و خوشبخت، ک. ۱۳۹۳. ارزیابی اثرات پایداری پروژه‌های آبیاری با استفاده از روش تحلیل چند معیاره، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید بهشتی تهران. تهران، ایران.

حیدری، ح. و پاپ زن، ع. ۱۳۹۴. پیامدهای احداث سد شهدا بر روستای جوبکبود علیا. نشریه تحقیقات اقتصاد و توسعه کشاورزی ایران، ۴۶(۴): ۸۴۷-۸۵۸.

درویشی، ه.، عزیر پور، ف. رحمانی فضلی، ع. و بیرانوند زاده، م. ۱۳۹۱. چشم‌انداز مطلوب نظام اسکان سکونتگاه‌های روستایی مستقر در دریاچه سد سیمره مورد مطالعه: دهستان زیرتنگ. مجله آمایش جغرافیایی فضا، ۲(۶): ۹۹-۱۱۶.

دهقانی، ع. ۱۳۹۲. ارزیابی اثرات اقتصادی-اجتماعی مدیریت آبیاری مشارکتی در اراضی پایاب سد کوثر. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه سیستان و بلوچستان زاهدان.

رحمتی، ع. و نظریان، ا. ۱۳۸۹. آثار اقتصادی-اجتماعی و محیط‌زیستی سکونتگاه‌های مشمول جابجایی ناشی از ایجاد سدها، مطالعه موردی: سد گتوند علیا رودخانه کارون. نشریه پژوهش‌های محیط‌زیست، ۱(۲): ۵۳-۶۶.

رحیمی، م. و رنجبر دستنائی، د. ۱۳۹۱. تحلیلی بر شناخت توانمندی‌ها و برنامه‌ریزی راهبردی توسعه گردشگری در سد کارون ۴ (با استفاده از مدل SWOT). نشریه برنامه‌ریزی منطقه‌ای، ۲(۷): ۹۳-۱۰۸.

- ریاحی سامانی، م.، ترابی هفشجانی، ا. و کبیری سامانی، ع. ر. ۱۳۸۲. ارزیابی اثرات زیست محیطی احداث سد و نیروگاه بر رودخانه کارون در استان چهارمحال و بختیاری، اولین کنفرانس ملی نیروگاه های آبی کشور. شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران، تهران، ایران.
- عوامی، ا. ۱۳۹۵. سدها و توسعه: چارچوب جدید برای تصمیم گیری. مطالعات راهبردی جهانی شدن. (۲۰): ۲۰۷-۲۱۶.
- شبانکاری، م. و حلبیان، ا. ح. ۱۳۸۹. بررسی اثرات زیست محیطی دریاچه سد زاینده رود. نشریه انسان و محیط زیست. ۸(۱): ۲۹-۴۲.
- شهیدی، ط. و شهیدی، ا. ۱۳۹۴. بررسی توانمندی ها و ارائه برنامه راهبردی توسعه گردشگری سد طالقان با مدل SWOT. سومین همایش ملی گردشگری. جغرافیا و محیط زیست پایدار. همدان، ایران.
- طاهری صفار، م.، شاهنوشی فروشان، ن. و ابوالحسنی، ل. ۱۳۹۴. ارزیابی اثرات اقتصادی، اجتماعی و زیست محیطی احداث سد بار نیشابور. نشریه جغرافیا و مخاطرات محیطی، ۴(۱۵): ۱۴۶-۱۲۴.
- فرهادیان، م. و مرادی، ح. ۱۳۹۱. بررسی نقش حساسیت زیستی منطقه تحت تأثیر پروژه در ارزیابی اثرات محیط زیستی با استفاده از روش ماتریس سریع توسعه یافته مطالعه موردی سد رودبار لرستان. اولین کنفرانس ملی راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار. وزارت کشور، تهران، ایران.
- فصاحت، و.، ساداتی نژاد، س. ج.، هنر بخش، ا. و صمدی بروجنی، ح. ۱۳۹۳. تأثیر احداث سد مخزنی در میزان کاهش دبی اوج سیلاب. پژوهش نامه مدیریت حوضه آبخیز، ۱۰: ۴۴-۵۵.
- مرادی، م.، ساداتی پور، س. م. ت. منصور شریفلو، ن. و زعیم دار، م. ۱۳۸۹. بررسی اثرات زیست محیطی سد پلرود و ارائه راهکارهای کاهش جهت کاهش اثرات. مجله پژوهش های علوم و فنون دریایی، ۵(۲): ۳۰-۴۳.
- ملک حسینی، ا. و میرک زاده، ع. ا. ۱۳۹۴. تحلیل اثرات اجتماعی - اقتصادی سدسازی بر توسعه روستایی (مطالعه موردی: سد سلیمان شاه). نشریه جغرافیا و برنامه ریزی. ۱۹(۵۳): ۳۲۵-۳۵۲.
- موسوی، ح.، شیخ گودرزی، م. و کاویانی، ع. ۱۳۹۱. مقایسه دو روش ماتریس اصلاح شده لئوپولد و ماتریس آی کولد در ارزیابی اثرات محیط زیستی سد مخزنی کور (نهنگ) در استان سیستان و بلوچستان. فصلنامه مدیریت و برنامه ریزی محیط زیست، ۲(۶): ۱۷-۲۹.
- نیکبخت، م. و شامحمدی حیدری، ز. ۱۳۸۳. ارزیابی اثرات زیست محیطی مرحله بهره برداری سد سردشت در استان خوزستان. مجله آب و فاضلاب، ۱۵(۴): ۶۷-۷۰.
- نوری نجفی، ف.، ویسی، ه. و میرزایی تالار پشته، ۱۳۹۷. تغییرات در کاربری اراضی و خدمات اکولوژیک محدوده سد سهند با استفاده از تکنیک سنجش از دور. نشریه علوم محیطی، ۱۶(۱): ۲۰۷-۲۲۳.
- نجمائی، م. ۱۳۸۲. سد و محیط زیست. انتشارات کمیته ملی سدهای بزرگ ایران. تهران، ایران.
- هادیان، ف.، جعفری، ر.، بشری، ح. و رضانی، ن. ۱۳۹۲. بررسی آثار سد حنا بر تغییرات سطح کشت و کاربری اراضی. اکولوژی کاربردی، ۲(۴): ۱۰۱-۱۱۳.
- یعقوبی فرانی، ا.، ایزدی، ن. و عطایی، پ. ۱۳۹۴. ارزیابی تأثیرات اجتماعی- اکولوژیکی احداث سد فدामी بر توسعه کشاورزی منطقه. نشریه جغرافیا و توسعه، ۴۳: ۹۱-۱۱۲.
- Brown P.H., Tullios D.D., Tilt B., Magee D. and Wolf A.T. 2009. Modeling the costs and benefits of dam construction from a multidisciplinary perspective. *Journal of Environmental Management*, 90(S3): 3-11.
- Dybå T. and Dingsøyr T. 2008. Strength of evidence in systematic reviews in software engineering. *Proceedings of the Second ACM-IEEE International Symposium on Empirical Software Engineering and Measurement*. Kaiserslautern, Germany: ACM.
- Egre D., Sene 'cal P. 2003. Social impact assessments of large dams throughout the world: lessons learned over two decades. *Impact Assessment & Project Appraisal*, 21(3): 215-224.
- Fearnside P.M. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, 38: 164-172.
- Garandeau R., Edwards S. and Maslin M. 2012. Biophysical, socioeconomic and geopolitical impacts assessments of large dams: an overview, In: Tortajada, Cecilia, Altinbilek, Dogan, Biswas, Asit K. (Eds.) *Impacts of Large Dams: A Global Assessment*, Water Resources Development and Management, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 410.
- Kitchenham B., Brereton O.P., Budgen D., Turner M., Bailey J. and Linkman S. 2009. Systematic literature reviews in software engineering: A systematic literature review. *Information and Software Technology*, 51(1): 7-15.
- Remo J.W., Ickes B.S., Ryherd J.K., Guida R.J. and Therrell, M.D. 2018. Assessing the impacts of dams and levees on the hydrologic record of the Middle and Lower Mississippi River, USA. *Geomorphology*.
- WCD, 2000. Dams and development: A new framework for decision-making. The report of the World Commission on Dams. London and Sterling: Earthscan. 356.

Introduction of Global Gridded Precipitation Datasets

S.M. Hosseini-Moghari¹, Sh. Araghinejad², K. Ebrahimi^{3*}

1, 2, 3- PhD Graduate & Associate Professor & Professor, Department of Irrigation and Reproduction Engineering, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: Ebrahimik@ut.ac.ir)

Received: 06-02-2018

Accepted: 03-05-2018

معرفی پایگاه‌های بارش شبکه‌بندی شده جهانی

سیدمحمد حسینی موغاری^۱، شهاب عراقی نژاد^۲، کیومرث ابراهیمی^{۳*}

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری، دانشیار و استاد گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: Ebrahimik@ut.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۲/۱۳

Abstract

The lack of precipitation data has always been one of the major constraints on water engineering and climatology studies. Hence, researchers and engineers are always investigating alternatives to fill the gap of data scarcity for ungauged areas. Nowadays, one of the options for the researchers in this area is applying global gridded precipitation datasets. These datasets provide a gridded regional or global precipitation data by collecting data from various sources including gauges, remote sensing information, and numerical models. The first step to use the datasets is being aware of different sources of these datasets. The second step is to select the most suitable dataset for a given region. This selection is carried out by comparing the extracted precipitation data from different datasets with the existing gauged information. Given the necessity of using the global precipitation datasets, a brief description of the method of obtaining precipitation data in each dataset is presented in the current paper. Moreover, the characteristics of each database, including the spatial-temporal resolution, and time period of the information of databases has been explained.

Keywords: Remote sensing information, Rain gauges, Reanalysis, Lack of data, Numerical models.

چکیده

کمبود اطلاعات بارش همواره یکی از محدودیت‌های اصلی تحقیقات و مطالعه در زمینه مهندسی آب و هواشناسی بوده است. به این دلیل محققین و مهندسين همواره به دنبال یک جایگزین و یا مکمل برای به دست آوردن اطلاعات حاصل از ایستگاه‌های باران‌سنجی زمینی بوده‌اند. امروزه پایگاه‌های بارش شبکه‌بندی شده جهانی یکی از گزینه‌های اصلی و معتبر این کمبود است. پایگاه‌های بارش جهانی اطلاعات از منابع مختلف شامل ایستگاه‌های زمینی، اطلاعات سنجنش از دور و مدل‌های عددی بارش را به صورت شبکه‌بندی منطقه‌ای و یا جهانی را در اختیار قرار می‌دهند. گام اول برای استفاده از اطلاعات این پایگاه‌ها آشنایی با انواع پایگاه‌های بارش شبکه‌بندی شده و گام دوم انتخاب مناسب‌ترین پایگاه برای منطقه مورد مطالعه است. این انتخاب بر اساس مقایسه اطلاعات بارش پایگاه‌های مختلف با اطلاعات ایستگاهی موجود انجام می‌شود. با توجه به ضرورت استفاده از پایگاه‌های بارش جهانی، در این مقاله تجمیع مشخصات و تشریح ویژگی‌های هر پایگاه که شامل قدرت تفکیک مکانی-زمانی و دوره‌های زمانی و اطلاعات در دسترس می‌باشد انجام شد.

واژه‌های کلیدی: اطلاعات سنجنش از دور، ایستگاه‌های باران‌سنجی، تحلیل مجدد، کمبود داده، مدل‌های عددی.

مدیریتی مناسب را اتخاذ یا در تصمیم‌های قبلی تجدید نظر کنند. گروه دوم اطلاعات نزدیک به زمان واقعی و پیش‌بینی‌های کوتاه مدت هستند. این اطلاعات از اجرای مدل‌های عددی و اطلاعات سنجش از دور یا ترکیبی از این دو حاصل می‌شوند. این اطلاعات می‌توانند در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی کوتاه مدت بسیار حائز اهمیت باشند. هشدار وقوع سیلاب و آمادگی در برابر آن و یا برنامه‌ریزی بهره‌برداری از مخزن با افق‌های زمانی کوتاه مدت می‌تواند با استفاده از این اطلاعات انجام شود (Nikolopoulos و همکاران، ۲۰۱۳؛ Chen و همکاران ۲۰۱۴؛ Casse و همکاران ۲۰۱۵). گروه سوم از طریق اجرای مدل‌ها تحت سناریوهای مختلف فراهم می‌شوند و اطلاعات بارش برای دوره‌های آتی را ارائه می‌کنند (Chylek و همکاران، ۲۰۱۱؛ Wang و همکاران، ۲۰۱۵). این اطلاعات را می‌توان به‌منظور برنامه‌ریزی‌های کلان برای دوره‌های پیش‌رو استفاده کرد. لازم به ذکر است گروه سوم در مطالعات تغییر اقلیم استفاده می‌شوند و بحث در مورد آن‌ها خارج از موضوع مقاله حاضر است، به‌این‌دلیل به این موضوع پرداخته نخواهد شد.

باتوجه به اهمیت اطلاعات بارش و کاربرد گسترده آن در مطالعات حوزه‌ی آب یافتن یک پایگاه مناسب برای ترکیب اطلاعات آن با داده‌های ایستگاهی و یا انتخاب آن به‌عنوان جایگزینی برای اطلاعات ایستگاهی می‌تواند بسیار حائز اهمیت باشد. برای انتخاب صحیح پایگاه بارش لازم است ارزیابی پایگاه‌های مختلف در منطقه مورد نظر بر اساس حداکثر اطلاعات مشاهداتی موجود، انجام شود. از این‌رو آشنایی با پایگاه‌های بارش موجود گام اول انجام ارزیابی‌ها می‌باشد. براین‌اساس باتوجه به اینکه تحقیقی در زمینه معرفی این پایگاه‌ها انجام نشده است، در این تحقیق با هدف پر کردن این خلا مطالعاتی معرفی جامعی از پایگاه‌های بارش شبکه‌بندی شده انجام شد. در این معرفی قدرت تفکیک مکانی-زمانی و چگونگی دریافت اطلاعات پایگاه‌های مختلف ارائه شده است. در ادامه به معرفی این پایگاه‌ها پرداخته خواهد شد.

پایگاه‌های بارش تاریخی

• پایگاه بارش GPCC

پایگاه بارش GPCC^۱ در سال ۱۹۸۹ به درخواست سازمان جهانی هواشناسی^۲ (WMO) تأسیس شد و توسط سازمان هواشناسی آلمان اداره می‌شود. این پایگاه اطلاعات بارش را با تفکیک‌های مکانی $۲/۵ \times ۲/۵$ و ۱×۱ و $۵/۰ \times ۵/۰$ درجه به‌صورت ماهانه در اختیار پژوهشگران قرار می‌دهد. تاکنون نسخه‌های مختلفی از اطلاعات بارش این پایگاه ارائه شده است. در حال حاضر جدیدترین نسخه اطلاعات بارش GPCC نسخه ۷ است

یکی از عوامل محدود کننده تحقیقات در زمینه هواشناسی و علوم آب در کشورهای در حال توسعه مانند ایران، کمبود اطلاعات پایه نظیر دما و بارش است. این کمبود شامل کوتاه بودن طول سری زمانی و یا پراکنش کم ایستگاه‌های برداشت اطلاعات است (حسینی موغاری و همکاران، ۱۳۹۵). امروزه با رشد علم و پیشرفت تکنولوژی امکانات گسترده‌ای برای پایش وضعیت منابع آب در مقیاس جهانی به‌وجودآمده است. این امکانات شامل توسعه پایگاه‌های اطلاعات اقلیمی جهانی بر اساس مشاهدات زمینی و اطلاعات سنجش از دور و مدل‌های عددی می‌باشد که اطلاعات مهم و نزدیک به زمان واقعی را برای محققین و تصمیم‌گیران منابع آب فراهم می‌کند. اغلب اطلاعات پایگاه‌های جهانی نسبت به داده‌های ایستگاهی دقت کمتری دارند اما از بسیاری جهات نیز برتری دارند که پوشش کامل مکانی و سری زمانی بدون خلا مهمترین این برتری است.

یکی از مهمترین متغیرهای اقلیمی در پژوهش‌ها در زمینه هواشناسی و علوم آب اطلاعات بارش است که اندازه‌گیری دقیق این پارامتر نقش مهمی در مدیریت منابع آب دارد (Moazami و همکاران، ۲۰۱۳). در سال‌های اخیر تعدادی از مراکز تحقیقات جهانی اطلاعات بارندگی برای کل جهان را به‌صورت شبکه‌ای و با وضوح نسبتاً مناسب ارائه کردند. این پایگاه‌ها بر اساس منبع تخمین اطلاعات از طریق ایستگاه‌های زمینی، اطلاعات ماهواره‌ای، مدل‌های عددی و یا ترکیبی از آن‌ها تقسیم‌بندی شدند و با تفکیک مکانی منطقه‌ای یا جهانی و تفکیک زمانی چند ساعته تا ماهانه توسعه یافتند. میزان دقت اطلاعات این پایگاه‌ها در دست بررسی و سنجش است. تا امروز پایگاه داده‌ای که اطلاعات بارش را با دقت مناسبی برای کل زمین ارائه دهد، معرفی نشده است (حسینی موغاری و همکاران، ۱۳۹۶).

علاوه بر طبقه‌بندی اطلاعات جهانی بارش بر اساس منبع تخمین اطلاعات طبقه‌بندی دیگری وجود دارد. به‌طورکلی این اطلاعات از منظر کاربرد به سه گروه تقسیم‌بندی می‌شود: گروه اول شامل اطلاعاتی است که از گذشته تا حال را پوشش می‌دهد (اطلاعات تاریخی) و با تأخیر زمانی چند ماهه/ساله به‌روزرسانی می‌شود. این اطلاعات در مطالعات بررسی روند تغییرات مؤلفه‌های مختلف چرخه آبی کاربرد دارند. بررسی روند بارش و خشکسالی‌ها یکی از کاربردهای اصلی این پایگاه‌ها است (Raziei و همکاران، ۲۰۱۰؛ Philandras و همکاران، ۲۰۱۱؛ Katiraei-Boroujerdy و همکاران، ۲۰۱۶). پایگاه‌ها این امکان را ایجاد می‌کنند که مدیران بتوانند وضعیت منابع آب را در گذشته با وضعیتی که اکنون در آن هستند مقایسه کنند و در صورت نیاز تصمیمات

که این اطلاعات را برای یک دوره ۱۱۳ ساله بین سالهای ۱۹۰۱ تا ۲۰۱۳ به صورت جهانی در اختیار قرار می‌دهد. اطلاعات بارش این پایگاه به صورت ماهانه و از درون‌یابی اطلاعات بارندگی ۶۷۲۰۰ ایستگاه زمینی ایجاد شده است (Schneider و همکاران، ۲۰۱۵). اطلاعات بارندگی این پایگاه از GPCC (۲۰۱۵) قابل دریافت است. اطلاعات این پایگاه در صحت‌سنجی مدل‌های عددی و اصلاح اطلاعات ماهواره‌ای کاربرد دارد. اطلاعات بیشتر در مورد این پایگاه داده و جزئیات آن در تحقیق Schneider و همکاران (۲۰۱۵) موجود می‌باشد.

• پایگاه بارش CRU

مرکز تحقیقات اقلیمی^۲ (CRU) در دانشکده Anglia شرقی در انگلستان در سال ۱۹۷۲ تأسیس شد. این مرکز اطلاعات اقلیمی مختلف مانند بارش، دما و تبخیر و تعرق پتانسیل برای کل جهان ارائه می‌دهد. پرکاربردترین اطلاعات ارائه شده توسط این مرکز اطلاعات سری زمانی تحت عنوان CRU TS می‌باشد. پایگاه CRU اطلاعات سری زمانی بارندگی را از درون‌یابی اطلاعات ۴۰۰۰ ایستگاه زمینی به دست می‌آورد. در حال حاضر اطلاعات بارش CRU TS 4.01 آخرین نسخه ارائه شده توسط این مرکز است که بازه زمانی بین سالهای ۱۹۰۱ تا ۲۰۱۶ را پوشش می‌دهد، با تفکیک مکانی $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ درجه و تفکیک زمانی ماهانه برای کل جهان در دسترس است. داده‌های بارندگی این پایگاه در مطالعات خشکسالی در مقیاس جهانی مانند توسعه پایگاه‌های شاخص خشکسالی (Dai و همکاران ۲۰۰۴؛ Beguería و همکاران، ۲۰۱۴) استفاده شده است. اطلاعات بیشتر در مورد این پایگاه در مطالعه Harris و همکاران (۲۰۱۴) ارائه شده است. اطلاعات اقلیمی مختلف TS CRU در CRU (۲۰۱۴) موجود است.

• پایگاه بارش University of Delaware

پایگاه بارش^۴ UDEL داده‌های بارش در مقیاس ماهانه برای کل جهان را ارائه می‌کند. این پایگاه اطلاعات بارش ایستگاهی را از چندین منبع شامل شبکه جهانی دیرینه اقلیم^۵، سازمان محیط‌زیست کانادا، مؤسسه هیدرومتئولوژی در سنت‌پترزبورگ روسیه، شبکه اطلاعات اقلیمی گرینلند^۶ و مرکز ملی مطالعات جوی^۷ (NCAR) دریافت می‌کند و با استفاده از روش درون‌یابی CAI^۸ به اطلاعات شبکه‌بندی بارش تبدیل می‌کند (عزیزی و همکاران، ۱۳۹۵). تاکنون چهار نسخه از اطلاعات UDEL منتشر شده است که نسخه 4.01 دوره ۱۱۴ ساله و شامل سالهای ۱۹۰۰ تا ۲۰۱۴ می‌باشد. قدرت تفکیک مکانی این پایگاه $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ درجه است. اطلاعات بارش این پایگاه در UDEL (۲۰۱۴) موجود است.

• پایگاه بارش APHRODITE

پروژه APHRODITE^۹ در سال ۲۰۰۶ با استفاده از پژوهشکده انسان، طبیعت و موسسه پژوهش‌های هواشناسی ژاپن آغاز شده است. پایگاه پایگاه بارش APHRODITE که جهانی نمی‌باشد بارش‌های روزانه آسیا را با تفکیک مکانی $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ درجه در اختیار کاربران قرار می‌دهد (Yatagai و همکاران، ۲۰۱۲). در این پایگاه تعداد روزهای سال ۳۶۵ روز و سال‌های کبیسه (۳۶۶ روز) نیز در آن ارائه شده است. اطلاعات این مرکز از درون‌یابی اطلاعات بارندگی ایستگاه‌های زمینی و به روش وزن‌دهی عکس فاصله به دست آمده است. اطلاعات مربوط به خاورمیانه این پایگاه برای سالهای ۱۹۵۱ تا ۲۰۰۷ موجود است. اطلاعات بارندگی این پایگاه در APHRODITE (۲۰۱۳) موجود است. اطلاعات تکمیلی در خصوص پایگاه APHRODITE در تحقیق Yatagai و همکاران (۲۰۱۲) ارائه شده است.

• پایگاه بارش CPC Unified Gauge-Based

پایگاه بارش CPC Unified Gauge-Based^{۱۰} یک پایگاه بارش روزانه جهانی است که بر اساس اطلاعات ایستگاهی تهیه شده است. در تهیه این پایگاه اطلاعات ۳۰,۰۰۰ ایستگاه باران‌سنجی استفاده شده است. به منظور کنترل کیفیت اطلاعات این پایگاه با اطلاعات تاریخی ثبت در ایستگاه‌ها، اطلاعات رادار، مشاهدات ماهواره‌ای و خروجی مدل‌های عددی مقایسه شده است. ارزیابی کیفی اطلاعات این پایگاه در مقیاس 0.125° درجه انجام شده است اما داده‌های این پایگاه در مقیاس 0.5° درجه در 0.5° درجه در اختیار قرار گرفته است. این پایگاه شامل دو بخش اصلی می‌باشد. نسخه اصلی از اطلاعات ۳۰ هزار ایستگاه در سالهای ۱۹۷۹ تا ۲۰۰۵ و نسخه زمان واقعی از اطلاعات ۱۷ هزار ایستگاه استفاده کرده است و از سال ۲۰۰۶ تا کنون را پوشش می‌دهد. اطلاعات تکمیلی در مورد جزئیات بیشتر این پایگاه در مقاله Xie و همکاران (۲۰۰۷) موجود می‌باشد. اطلاعات این پایگاه در CPC (۲۰۰۷) موجود است.

• پایگاه بارش CHIRPS

پایگاه بارش CHIRPS^{۱۱} پایگاهی با بیش از سی سال اطلاعات بارش است. اطلاعات بارش این پایگاه از سال ۱۹۸۱ به بعد موجود است. این پایگاه عرض جغرافیایی بین 50°S - 50°N و تمام طول‌های جغرافیایی را پوشش می‌دهد. تفکیک مکانی اطلاعات بارش این پایگاه 0.5° درجه است که بر اساس اطلاعات ماهواره‌ای و ایستگاهی تهیه شده است. اطلاعات پایگاه CHIRPS در مطالعات ارزیابی روند و پایش خشکسالی استفاده می‌شود (Maidment و همکاران، ۲۰۱۵؛ Toté و همکاران، ۲۰۱۵). نسخه دوم این اطلاعات در فوریه ۲۰۱۵

ارائه شده است و در مقیاس زمانی شش ساعته تا سه ماهه موجود است. اطلاعات تکمیلی در مورد این پایگاه در مقاله Funk و همکاران (۲۰۱۵) موجود است. داده‌های این پایگاه در درگاه CHIRPS (۲۰۱۵) موجود است.

• پایگاه بارش NCEP

نسخه اولیه این پایگاه با عنوان NCEP-NCAR Re-analysis I (R1) معرفی شده، سپس نسخه دوم با عنوان NCEP-DOE Reanalysis II (R2) جایگزین نسخه اول شد. اگرچه در نسخه جدید پارامترهای مدل، داده‌گواهی و اطلاعات ورودی بهتر از نسخه اول است اما در حال حاضر خروجی اولین اجرای مدل در دسترس می‌باشد و نیاز به ارزیابی بیشتر دارد. اطلاعات این پایگاه از سال ۱۹۷۹ تاکنون در مقیاس زمانی ساعتی، روزانه و ماهانه در دسترس است. اطلاعات بارش این پایگاه در سلول‌های ۲/۵ درجه در ۲/۵ درجه ارائه شده است. اطلاعات این پایگاه در دو مقیاس روزانه و ماهانه در درگاه NCEP (۲۰۰۲) موجود است. همچنین اطلاعات تکمیلی در مورد این پایگاه در مقاله Kanamitsu و همکاران (۲۰۰۲) موجود است.

• پایگاه بارش CMAP

در پایگاه بارش CMAP^{۱۴} اطلاعات بارش با تفکیک مکانی ۲/۵ درجه در ۲/۵ درجه بر اساس اطلاعات ایستگاهی، مشاهدات ماهواره‌ای و همچنین اطلاعات تحلیل مجدد NCEP-NCAR برای کل جهان ارائه شده است. اطلاعات این پایگاه از سال ۱۹۷۹ تاکنون به‌صورت ماهانه موجود است. اگر اطلاعات ماهواره‌ای با اطلاعات تحلیل مجدد در تولید اطلاعات پایگاه بارش CMAP هم‌پوشانی داشته باشد، این اطلاعات با استفاده از میانگین‌گیری وزنی از اطلاعات ماهواره‌ای و تحلیل مجدد تهیه می‌شوند. لازم به ذکر است اطلاعات این پایگاه در دو نسخه در دسترس است. نسخه CMAP/O که مبتنی بر اطلاعات ایستگاهی و ماهواره‌ای است و نسخه CMAP/A که در تهیه آن علاوه بر اطلاعات استفاده شده در نسخه CMAP/O، از اطلاعات NCEP/NCAR استفاده شده است. اطلاعات این پایگاه در درگاه CMAP (۱۹۹۷) موجود است. جزئیات این پایگاه در مقاله Xie و Arkin (۱۹۹۷) شرح شده است.

• پایگاه بارش GPCP

پایگاه بارش GPCP^{۱۵} اطلاعات بارش را در دو مقیاس روزانه و ماهانه برای کل جهان در اختیار قرار می‌دهد. اطلاعات این پایگاه در مقیاس روزانه دارای تفکیک مکانی یک درجه و در مقیاس زمانی ماهانه دارای تفکیک مکانی دو و نیم‌درجه است.

این پایگاه مانند پایگاه CMAP از تلفیق اطلاعات مشاهداتی و ماهواره‌ای تهیه شده است. اطلاعات روزانه این پایگاه از سال ۱۹۶۶ و اطلاعات ماهانه آن از سال ۱۹۷۹ به بعد در دسترس است. اطلاعات ماهانه این پایگاه در درگاه GPCP (۲۰۰۳) موجود است. اطلاعات تکمیلی در خصوص این پایگاه در مقاله Adler و همکاران (۲۰۰۳) ارائه شده است.

• پایگاه بارش PERSIANN-CDR

پایگاه PERSIANN-CDR^{۱۶} بر اساس الگوریتم پایگاه PERSIANN تهیه شده است اما اطلاعات آن برای یک دوره طولانی‌تر (از سال ۱۹۸۳) در مقیاس زمانی حداقل روزانه ارائه شده است. همچنین اطلاعات بارش این پایگاه با استفاده از اطلاعات بارش پایگاه GPCP تصحیح شده است. هدف ارائه این پایگاه کاربرد در مطالعات بررسی روند بارش روزانه، بررسی وقایع حدی بارش و مطالعات تغییرات یا نوسانات اقلیمی می‌باشد. این اطلاعات بین ۶۰ درجه جنوبی تا شمالی با دقت مکانی ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه در درگاه PERSIANN-CDR (۲۰۱۵) موجود است. در حال حاضر این اطلاعات برای بازه زمانی ژانویه ۱۹۸۳ تا دسامبر ۲۰۱۵ در دسترس است. جزئیات مربوط به نحوه ساخت این پایگاه و عملکرد آن در Ashouri و همکاران (۲۰۱۵) ارائه شده است.

• پایگاه بارش Era-interim

این پایگاه یک پایگاه بارش^{۱۷} تحلیل مجدد است که اطلاعات بارش را از سال ۱۹۷۹ تا حال حاضر در اختیار قرار می‌دهد. این پایگاه که به‌صورت پیوسته به‌روز رسانی می‌شود پارامترهای مختلف اقلیمی را در اختیار محققان قرار می‌دهد. Era-interim بخشی از محصولات مرکز پیش‌بینی‌های میان‌مدت جوی اروپا^{۱۸} (ECMWF) می‌باشد. این پایگاه معمولاً با تأخیر دو ماهه به‌روزرسانی می‌شود. تفکیک مکانی اطلاعات این پایگاه ۰/۷۵ درجه در ۰/۷۵ درجه و تفکیک زمانی ساعتی، روزانه و ماهانه می‌باشد. اطلاعات این پایگاه در درگاه Era-interim (۲۰۱۱) موجود است. این پایگاه علاوه بر بارش، متغیرهای اقلیمی متنوع دیگری مانند دما ارائه می‌دهد. جزئیات بیشتر در مورد نحوه تولید اطلاعات این پایگاه را می‌توان در گزارش Berrisford و همکاران (۲۰۱۱) یافت.

• پایگاه بارش MERRA

در حال حاضر نسخه دوم اطلاعات این پایگاه تحت عنوان MERRA-2^{۱۹} توسط مرکز مدل‌سازی و داده‌گواهی سازمان فضایی و هوانوردی ملی آمریکا (NASA)^{۲۰} ارائه شده است. این پایگاه مانند ECMWF یک پایگاه اطلاعات تحلیل مجدد

است. هدف از ایجاد این پایگاه: ۱- قرار دادن مشاهدات ماهواره‌های NASA در یک بستر اقلیمی و ۲- بهبود در شناختن چرخه هیدرولوژی می‌باشد. این پایگاه اطلاعات اقلیمی مختلفی را به صورت شبکه‌بندی شده برای کل جهان ارائه می‌دهد. اطلاعات این پایگاه به صورت ساعتی، روزانه و ماهانه از سال ۱۹۷۹ تاکنون و با تفکیک مکانی ۰/۵ درجه در ۰/۶۶۷ درجه برای کل جهان در درگاه MERRA (۲۰۱۱) موجود است. جزئیات مدل‌سازی این پایگاه در تحقیق Rienecker و همکاران (۲۰۱۱) ارائه شده است.

• پایگاه‌های بارش AgMERRA و AgCFSR

این دو پایگاه به عنوان بخشی از پروژه AgMIP^{۳۱} و به منظور مهیا کردن اطلاعات بارش روزانه قابل اعتماد بین سال‌های ۱۹۸۰ تا ۲۰۱۰ توسعه یافته است. اطلاعات بارش این دو پایگاه برای کل جهان با تفکیک مکانی ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه در دسترس است و از ترکیب پایگاه‌های بارش دیگر مانند GPCP، CRU، MERRA، و پایگاه‌های بارش ماهواره‌ای حاصل شده

پایگاه‌های بارش نزدیک به زمان واقعی و پیش‌بینی‌های کوتاه‌مدت

• پایگاه بارش CMORPH

تکنیک CMORPH توسط مرکز پیش‌بینی اقلیم NOAA^{۳۲} در سال ۲۰۰۴ ارائه شد. CMORPH یک تکنیک و الگوریتم تخمین بارش به کمک اطلاعات ماهواره‌ای می‌باشد. اطلاعات مایکروویو بدنه اصلی ورودی این الگوریتم را تشکیل می‌دهد. این پایگاه اطلاعات بارش را با تفکیک مکانی و زمانی بسیار بالا ارائه می‌دهد. قدرت تفکیک مکانی آن برای تخمین‌های ۳۰ دقیقه‌ای ۸ در ۸ کیلومتر و برای تخمین‌های سه ساعته و روزانه حدود ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه است. این اطلاعات از دسامبر ۲۰۰۲ تاکنون در دسترس است. اطلاعات بارش این پایگاه در درگاه CMORPH (۲۰۰۴) موجود است. اطلاعات این پایگاه نزدیک به زمان واقعی است و با ۱۸ ساعت تأخیر در دسترس است. اطلاعات تکمیلی در مورد نحوه محاسبه بارش در الگوریتم CMORPH در مقاله Joyce و همکاران (۲۰۰۴) موجود است.

• پایگاه بارش PERSIANN

PERSIANN مانند CMORPH یک الگوریتم تخمین بارش است و توسط مرکز مطالعات آب‌وهواشناسی و سنجش از دور دانشگاه کالیفرنیا، در منطقه ارواین توسعه داده شده است. این پایگاه اطلاعات بارش ساعتی و روزانه را بر اساس داده‌های

است. جزئیات نحوه ایجاد اطلاعات این دو پایگاه در مقاله Ruane و همکاران (۲۰۱۵) ارائه شده است. اطلاعات این دو پایگاه در درگاه AgMERRA و AgCFSR (۲۰۱۵) موجود است.

• پایگاه بارش MSWEP

پایگاه بارش MSWEP^{۳۳} توسط Beck و همکاران (۲۰۱۷) معرفی شد. در حال حاضر اطلاعات بارش این پایگاه از سال ۱۹۷۹ تا ۲۰۱۶ برای کل جهان در دسترس است. این پایگاه اطلاعات بارش را با تفکیک زمانی و مکانی مختلفی ارائه می‌دهد، اطلاعات سه ساعته با تفکیک مکانی ۰/۱×۰/۱ درجه بالاترین تفکیک زمانی و مکانی ارائه شده توسط این پایگاه است. اطلاعات بارش این پایگاه با تفکیک‌های زمانی روزانه و ماهانه و تفکیک‌های مکانی ۰/۱×۰/۱ و ۰/۵×۰/۵ درجه در درگاه MSWEP (۲۰۱۷) موجود است. این پایگاه اطلاعات بارش را از ترکیب هفت پایگاه دیگر به دست می‌آورد. اطلاعات تکمیلی در مورد این پایگاه در تحقیق Beck و همکاران (۲۰۱۷) ارائه شده است.

مادون قرمز حاصل از سنجش از دور و با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی تولید می‌کند (Sorooshian و همکاران، ۲۰۰۰). داده‌های این پایگاه در مقیاس زمانی ۱، ۳ و ۶ ساعته، روزانه، ماهانه و سالانه و مقیاس مکانی ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه در مقیاس جهانی ارائه می‌شود و اطلاعات بارش PERSIANN با تأخیر زمانی دو روز، به روزرسانی می‌شود. بنابراین این پایگاه در دسته پایگاه‌های نزدیک به زمان واقعی قرار می‌گیرد. این داده‌ها در درگاه PERSIANN (۲۰۱۴) موجود است. اطلاعات تکمیلی در مورد محصول بارش PERSIANN و کاربردهای آن در مقاله Sorooshian و همکاران (۲۰۱۴) ارائه شده است.

• پایگاه بارش PERSIANN-CCS

این پایگاه بارش مشابه PERSIANN است، با این تفاوت که الگوریتم تخمین بارش این پایگاه از سیستم طبقه‌بندی ابر^{۳۴} که ارتفاع ابر و ساختار آن را تعیین می‌کند بهره می‌برد. این سیستم طبقه‌بندی بر اساس رابطه مشخص بین نرخ بارندگی و دمای درخشندگی باعث بهبود تخمین مقدار بارش در یک سلول حاوی ابر می‌شود. این پایگاه اطلاعات بارش را برای کل جهان در زمان واقعی با تفکیک مکانی ۴ کیلومتر در ۴ کیلومتر ارائه می‌دهد. اطلاعات بارش PERSIANN-CCS از سال ۲۰۰۳ تاکنون با مقیاس زمانی ۱، ۳، ۶ و ۲۴ ساعته در درگاه PERSIANN-CCS (۲۰۰۴) موجود است. اطلاعات تکمیلی در مورد این پایگاه داده در مقاله Hong و همکاران (۲۰۰۴) ارائه شده است.

• پایگاه بارش TRMM

ماهواره TRMM^{۲۵} در ۲۷ نوامبر ۱۹۹۷ توسط NASA و آژانس اکتشافات هوا فضا ژاپن^{۲۶} (JAXA)، با هدف بهبود تخمین بارش در مناطق استوایی که شامل بخش عمده‌ای از بارش زمین می‌شود به فضا پرتاب شد. اطلاعات حاصل از این ماهواره‌ها به صورت دو نسخه زمان واقعی و نسخه اصلاح شده ارائه می‌شود. در نسخه نزدیک به زمان واقعی این پایگاه تنها بر اساس اطلاعات سنجش از دور (مایکروویو و مادون قرمز) به تخمین بارش پرداخته می‌شود و در نسخه دوم تخمین‌های بارش با استفاده از اطلاعات ایستگاهی تصحیح می‌شود (Dezfooli و همکاران ۲۰۱۸). در حال حاضر نسخه زمان واقعی اطلاعات بارش TRMM از سال ۲۰۰۰ با فاصله زمانی سه ساعته و روزانه و دقت مکانی $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ درجه، تحت عنوان TRMM 3B42 RT در TRMM (۱۹۹۷) موجود است. این اطلاعات با تأخیر زمانی ۸ ساعت به روزرسانی می‌شوند. نسخه اصلاح شده بارش این پایگاه با عنوان نسخه تحقیقاتی یا Research Version بر اساس اطلاعات بارش GPCC اصلاح شده است. اطلاعات این نسخه از سال ۱۹۹۸ با تفکیک مکانی و زمانی مشابه نسخه زمان واقعی در درگاه TRMM (۱۹۹۷) موجود است. در حال حاضر آخرین نسخه اطلاعات این پایگاه TRMM 3B42 می‌باشد که برای مقیاس ماهانه نسخه TRMM 3B43 ارائه شده است. لازم به ذکر است اطلاعات تکمیلی در مورد الگوریتم تخمین بارش در این پایگاه در تحقیق Huffman و Bolvin (۲۰۱۳) موجود است.

• پایگاه بارش GPM

ماهواره GPM^{۲۷} در ۲۷ فوریه ۲۰۱۴ توسط NASA و JAXA و با هدف ادامه مأموریت ماهواره TRMM به فضا پرتاب شد. در این ماهواره دو نقطه ضعف TRMM که شامل عدم توانایی تخمین بارش‌هایی با مقدار کم و عدم تخمین برف باشد وجود ندارد. تفکیک مکانی در GPM نسبت به TRMM بهبود داشته است به نحوی که دقت مکانی این پایگاه $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ درجه می‌باشد. اطلاعات GPM بعد از مارچ ۲۰۱۴ در دسترس است. این پایگاه از اطلاعات مایکروویو، مادون قرمز و ایستگاهی برای تولید محصولات خود استفاده می‌کند. محصولات این پایگاه در مقیاس زمانی ۳۰ دقیقه‌ای، سه ساعته، روزانه، هفتگی و ماهانه با تأخیر زمانی حداقل شش ساعت تا حداکثر چهار ماه در درگاه GPM (۲۰۱۴) موجود است. اطلاعات تکمیلی در مورد این پایگاه در مقاله Hou و همکاران (۲۰۱۴) موجود است.

• پایگاه بارش GFS

GFS^{۲۸} یک مدل پیش‌بینی آب‌وهوا است که توسط مرکز پیش‌بینی‌های محیط‌زیستی NCEP برای کل جهان اجرا می‌شود. هدف این مدل پیش‌بینی‌های کوتاه‌مدت هواشناسی تا سقف ۱۶ روز می‌باشد. GFS این پیش‌بینی‌ها را با تفکیک زمانی یک ساعته و تفکیک مکانی $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ درجه به صورت رایگان در اختیار قرار می‌دهد. اطلاعات این پایگاه در درگاه GFS (۲۰۱۰) موجود است. استفاده از پیش‌بینی‌های اقلیمی این مدل در سیستم‌های هشدار سیل مفید است. جزئیات مدل و اطلاعات تکمیلی این مدل در مقاله Saha و همکاران (۲۰۱۰) ارائه شده است.

• پایگاه بارش ECMWF

این پایگاه محصولات متنوعی را ارائه می‌دهد، پیش‌بینی‌های کوتاه‌مدت بارش شامل این محصولات می‌شود. این اطلاعات با تفکیک مکانی و زمانی بسیار بالا ارائه می‌شود که نسخه پیش‌بینی‌های عملیاتی آن به صورت رایگان در دسترس نیست. این مدل پیش‌بینی‌های بارش ۱۰ تا ۱۵ روزه با تفکیک زمانی یک ساعت و تفکیک مکانی ۹ کیلومتر را ارائه می‌دهد. در صورت خرید پیش‌بینی‌های بارش ECMWF، این اطلاعات در درگاه ECMWF (۲۰۱۳) موجود است. این مدل مانند مدل GFS نقش مهمی در بهبود کارایی سیستم‌های هشدار سیلاب دارد. پیش‌بینی‌ها این مدل در درگاه <https://www.windy.com> (visited 28 January 2018) به صورت بصری ارائه می‌شود اما قابلیت دریافت اطلاعات وجود ندارد. اطلاعات بیشتر در مورد پیش‌بینی‌های ECMWF در گزارش Persson (۲۰۱۳) موجود است.

جمع‌بندی

در این مقاله پایگاه‌های بارش جهانی به همراه مرجعی برای مطالعات تکمیلی در مورد هر پایگاه معرفی شد و در ادامه به صورت خلاصه مشخصات پایگاه‌های مختلف بارش معرفی شده در این مقاله، در جدول (۱) ارائه شده است. از آنجایی که این پایگاه‌ها می‌توانند به عنوان منبع جایگزین اطلاعات ایستگاهی استفاده شوند، پیشنهاد می‌شود کارایی پایگاه‌های مختلف بارش در مناطق مختلف کشور بررسی شود. همچنین ارزیابی کارایی این پایگاه‌ها در مناطق مختلف یکی از زمینه‌های تحقیقاتی کاربردی و نسبتاً جدید برای دانشجویان می‌باشد.

جدول ۱- خلاصه مشخصات پایگاه بارش شبکه‌بندی شده

پایگاه بارش	تفکیک مکانی	تفکیک زمانی	درگاه دریافت اطلاعات
GPCC V7	$2/5^{\circ} \times 2/5^{\circ}$ و $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ و $0/5^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۲۰۱۳-۱۹۰۱	ماهانه https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.gpcc.html
CRU TS 4.01	$0/5^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۲۰۱۶-۱۹۰۱	ماهانه http://www.cru.uea.ac.uk/data
UDEL	$0/5^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۲۰۱۴-۱۹۰۰	ماهانه https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.UDEL_AirT_Precip.html
APHRODITE	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۲۰۰۷-۱۹۵۱	روزانه http://www.chikyu.ac.jp/precip/
CPC	$0/5^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۱۹۷۹- حال	روزانه https://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/CPC_UNI_PRCIP/
CHIRPS	$0/0.5^{\circ} \times 0/0.5^{\circ}$	۱۹۸۱- حال	۶ ساعته تا سه ماه https://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.UCSB/.CHIRPS/.v2p0/.daily/.global/.0p05/prcp/index.html
GPCP	$1^{\circ} \times 1^{\circ}$ و $2/5^{\circ} \times 2/5^{\circ}$	۱۹۶۶- حال / ۱۹۷۹- حال	روزانه/ماهانه https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.gpcc.html
PERSIANN-CDR	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۱۹۸۳-۲۰۱۵	روزانه/ماهانه/سالانه http://chrsdata.eng.uci.edu/
Era-interim	$0/75^{\circ} \times 0/75^{\circ}$	۱۹۷۹- حال	ساعته/روزانه/ماهانه https://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/
MERRA-2	$0/667^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۱۹۷۹- حال	ساعته/روزانه/ماهانه https://disc.sci.gsfc.nasa.gov
NCEP	$2/5^{\circ} \times 2/5^{\circ}$	۱۹۷۹- حال	ساعته/روزانه/ماهانه https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncep.reanalysis2.gaussian.html
CMAP	$2/5^{\circ} \times 2/5^{\circ}$	۱۹۷۹- حال	ماهانه ftp://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/cmap/
AgMERRA	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۱۹۸۰-۲۰۱۰	روزانه https://data.giss.nasa.gov/impacts/agmipcf/
AgCFSR	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۱۹۸۰-۲۰۱۰	روزانه https://data.giss.nasa.gov/impacts/agmipcf/
MSWEP	$0/1^{\circ} \times 0/1^{\circ}$ و $0/5^{\circ} \times 0/5^{\circ}$	۱۹۷۹-۲۰۱۶	۳ ساعته/روزانه/ماهانه http://data.princetonclimate.com
CMORPH	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$ و $8 \times 8 \text{ km}^2$	۲۰۰۲- حال	۳۰ دقیقه‌ای/۳ ساعته/روزانه https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html
PERSIANN	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۲۰۰۰- حال	۱، ۳، ۶ ساعته/روزانه/ماهانه/سالانه http://chrsdata.eng.uci.edu
PERSIANN-CCS	$0/0.4^{\circ} \times 0/0.4^{\circ}$	۲۰۰۳- حال	۱، ۳، ۶ ساعته/روزانه http://chrsdata.eng.uci.edu/
TRMM	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۱۹۹۸- حال / ۲۰۰۰- حال	۳ ساعته/روزانه https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm
GPM	$0/1^{\circ} \times 0/1^{\circ}$	۲۰۱۴- حال	۳۰ دقیقه‌ای/روزانه/هفتگی/ماهانه https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/gpm
GFS	$0/25^{\circ} \times 0/25^{\circ}$	۱۶ روز به جلو	۱ ساعته https://nomads.ncep.noaa.gov
ECMWF	$9 \times 9 \text{ km}$	۱۵ تا ۱۰ روز به جلو	۱ ساعته https://www.windy.com/?35.696,51.423,5 https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/catalogue-ecmwf-real-time-products

پی‌نوشت

3- Climatic Research Unit

4- University of Delaware

5- Global Historical Climate Network

6- Greenland Climate Network

1- Global Precipitation Climatology Centre

2- World Meteorological Organization

ارومیه. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۴۸(۳): ۵۸۷-۵۹۸.

عزیزی، ق.، صفرزاد، ط.، محمدی، ح. و فرجی سبکیار، ح. ۱۳۹۵. ارزیابی و مقایسه داده‌های بازکاوی شده بارش جهت استفاده در ایران. پژوهش‌های جغرافیای طبیعی، ۴۸(۱): ۳۳-۴۹.

Adler R.F., Huffman G.J., Chang A., Ferraro R., Xie P.-P., Janowiak J., Rudolf B., Schneider U., Curtis S. and Bolvin D. 2003. The version-2 global precipitation climatology project (GPCP) monthly precipitation analysis (1979-present). *Journal of Hydrometeorology*, 4: 1147-1167.

AgMERRA and AgCFSR. 2015. <https://data.giss.nasa.gov/impacts/agmipcf/agmerra/> (visited 28 January 2018)

APHRODITE. 2013. <http://www.chikyu.ac.jp/precip> (visited 28 January 2018)

Ashouri H., Hsu K.-L., Sorooshian S., Braithwaite D.K., Knapp K.R., Cecil L.D., Nelson B.R. and Prat O.P. 2015. PERSIANN-CDR: Daily precipitation climate data record from multisatellite observations for hydrological and climate studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96: 69-83.

Beck H.E., van Dijk A.I., Levizzani V., Schellekens J., Miralles D.G., Martens B. and de Roo A. 2017. MSWEP: 3-hourly 0.25 global gridded precipitation (1979-2015) by merging gauge, satellite, and reanalysis data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21: 589-615.

Beguiria S., Vicente Serrano S.M., Reig F. and Latorre B. 2014. Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34: 3001-3023.

Berrisford P., Dee D., Poli P., Brugge R., Fielding K., Fuentes M., Kallberg P., Kobayashi S., Uppala S. and Simmons A. 2011. The ERA-Interim Archive Version 2.0, ERA Report Series 1, ECMWF, Shinfield Park. Reading, UK 13177.

Casse C., Gosset M., Peugeot C., Pedinotti V., Boone A., Tanimoun B.A. and Decharme B. 2015. Potential of satellite rainfall products to predict Niger River flood events in Niamey. *Atmospheric Research*, 163: 162-176.

Chen S., Liu H., You Y., Mullens E., Hu J., Yuan Y. and Tang G. 2014. Evaluation of high-resolution precipitation estimates from satellites during July 2012 Beijing

7- National Center for Atmospheric Research

8- Climatologically Aided Interpolation

9- Asian Precipitation Highly Resolved Observational Data Integration Towards Evaluation of Water Resources

10- Climate Prediction Center

11- Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data

12- National Centers for Environmental Prediction

13- Department of Energy

14- CMAP: CPC Merged Analysis of Precipitation

15- Global Precipitation Climatology Project

16- Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks-Climate Data Record

17- Reanalysis

18- European Centre for Medium-Range Weather Forecasts

19- Modern-Era Retrospective Analysis

20- Agricultural Model Intercomparison and Improvement Project

21- Multi-Source Weighted-Ensemble Precipitation

22- National Aeronautics and Space Administration

23- National Oceanic and Atmospheric Administration

24- Cloud Classification System

25- Tropical Rainfall Measuring Mission

26- Japanese Aerospace Exploration Agency

27- Global Precipitation Measurement Mission

28- Global Forecast System

سپاسگزاری

به این وسیله بابت تأمین امکانات لازم برای انجام این تحقیق و تهیه مقالات مربوط از دانشگاه تهران تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

حسینی موغاری، س.م.، عراقی‌نژاد، ش. و ابراهیمی، ک. ۱۳۹۵. ارزیابی پایگاه‌های جهانی بارش و کاربرد آن‌ها در پایش خشکسالی-مطالعه موردی: حوضه کرخه. *نشریه هواشناسی کشاورزی*، ۴(۲): ۱۴-۲۶.

حسینی موغاری، س.م.، عراقی‌نژاد، ش. و ابراهیمی، ک. ۱۳۹۶. بررسی دقت اطلاعات بارش شبکه‌بندی شده جهانی در حوضه دریاچه

- data.gpcc.html (visited 28 January 2018)
- GPCP. 2003. <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.gpcp.htm> (visited 28 January 2018)
- GPM. 2014. <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/gpm> (visited 28 January 2018)
- Harris I., Jones P., Osborn T. and Lister D. 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations—the CRU TS3. 10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34: 623-642.
- Hong Y., Hsu K. L., Sorooshian S. and Gao X. 2004. Precipitation estimation from remotely sensed imagery using an artificial neural network cloud classification system. *Journal of Applied Meteorology*, 43(12), 1834-1853.
- Hou A.Y., Kakar R.K., Neeck S., Azarbarzin A.A., Kummerow C.D., Kojima M., Oki R., Nakamura K. and Iguchi T. 2014. The global precipitation measurement mission. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95: 701-722.
- Huffman G.J. and Bolvin D.T. 2013. TRMM and other data precipitation data set documentation. NASA, Greenbelt, USA 28.
- Joyce R.J., Janowiak J.E., Arkin P.A. and Xie P. 2004. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, 5: 487-503.
- Kanamitsu M., Ebisuzaki W., Woollen J., Yang S.-K., Hnilo J., Fiorino M. and Potter G. 2002. Ncep-doe amip-ii reanalysis (r-2). *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83: 1631-1643.
- Katirae-Boroujerdy P.S., Nasrollahi N., Hsu K.L. and Sorooshian S. 2016. Quantifying the reliability of four global datasets for drought monitoring over a semi-arid region. *Theoretical and applied climatology*, 123: 387-398.
- Maidment R.I., Allan R.P. and Black E. 2015. Recent observed and simulated changes in precipitation over Africa. *Geophysical Research Letters*, 42: 8155-8164.
- MERRA. 2011. <https://disc.sci.gsfc.nasa.gov> (visited 28 January 2018)
- Moazami S., Golian S., Kavianpour M.R. and Hong Y. 2013. Comparison of PERSIANN and V7 TRMM flood event using dense rain gauge observations. *PloS one*, 9(4): e89681.
- CHIRPS. 2015. <https://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/UCSB/CHIRPS/v2p0/daily/global/.0p05/prcp/index.html> (visited 28 January 2018)
- Chylek P., Li J., Dubey M.K., Wang M. and Lesins G. 2011. Observed and model simulated 20th century Arctic temperature variability: Canadian earth system model CanESM2. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 8: 22893-22907.
- CMAP. 1997. <ftp://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/cmap/> (visited 28 January 2018)
- CMORPH. 2004. http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html (visited 28 January 2018)
- CPC. 2007. http://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/CPC_UNI-PRCP (visited 28 January 2018)
- CRU. 2014. <http://www.cru.uea.ac.uk/data> (visited 28 January 2018)
- Dai A., Trenberth K.E. and Qian T. 2004. A global dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870–2002: Relationship with soil moisture and effects of surface warming. *Journal of Hydrometeorology*, 5: 1117-1130.
- Dezfooli D., Abdollahi B., Hosseini-Moghari S.M. and Ebrahimi K. 2018. A comparison between high-resolution satellite precipitation estimates and gauge measured data. Case study: Gorganrood basin, Iran. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* (Just accepted).
- ECMWF. 2013. <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/catalogue-ecmwf-real-time-products> (visited 28 January 2018)
- Era-interim. 2011. <http://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/> (visited 28 January 2018)
- Funk C., Peterson P., Landsfeld M., Pedreros D., Verdin J., Shukla S., Husak G., Rowland J., Harrison L. and Hoell A. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific data*.
- GFS. 2010. <http://nomads.ncep.noaa.gov> (visited 28 January 2018)
- GPCC. 2015. <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/>

- of the American Meteorological Society, 91: 1015-1057.
- Schneider U., Becker A., Finger P., Meyer-Christoffer A. and Rudolf B.Z. 2015. GPCC Full Data Reanalysis Version 7.0 at 0.5: Monthly Land-Surface Precipitation from Rain-Gauges built on GTS-based and Historic Data, Global Precipitation Climatology Centre.
- Sorooshian S., Hsu K.-L., Gao X., Gupta H.V., Imam B. and Braithwaite D. 2000. Evaluation of PERSIANN system satellite-based estimates of tropical rainfall. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81: 2035-2046.
- Sorooshian S., Nguyen P., Sellars S., Braithwaite D., AghaKouchak A., and Hsu K. 2014. Satellite-based remote sensing estimation of precipitation for early warning systems. *Extreme Natural Hazards, Disaster Risks and Societal Implications*, 1: 99-112.
- Toté C., Patricio D., Boogaard H., van der Wijngaart R., Tarnavsky E. and Funk, C. 2015. Evaluation of satellite rainfall estimates for drought and flood monitoring in Mozambique. *Remote Sensing*, 7: 1758-1776.
- TRMM. 1997. <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm> (visited 28 January 2018)
- UDEL. 2014. https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data/UDEL_AirT_Precip.html (visited 28 January 2018)
- Wang D., Gouhier T.C., Menge B.A. and Ganguly A.R. 2015. Intensification and spatial homogenization of coastal upwelling under climate change. *Nature*, 518: 390.
- Xie P. and Arkin P.A. 1997. Global precipitation: A 17-year monthly analysis based on gauge observations, satellite estimates, and numerical model outputs. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78: 2539-2558.
- Xie P., Chen M., Yang S., Yatagai A., Hayasaka T., Fukushima Y. and Liu C. 2007. A gauge-based analysis of daily precipitation over East Asia. *Journal of Hydrometeorology*, 8: 607-626.
- Yatagai A., Kamiguchi K., Arakawa O., Hamada A., Yasutomi N. and Kito A. 2012. APHRODITE: Constructing a long-term daily gridded precipitation dataset for Asia based on a dense network of rain gauges. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93: 1401-1415.
- Multi-Satellite Precipitation Analysis (TMPA) products with rain gauge data over Iran. *International journal of remote sensing*, 34: 8156-8171.
- MSWEP. 2017. <http://data.princetonclimate.com/> (visited 28 January 2018)
- NCEP. 2002. <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncep.reanalysis2.gaussian.html> (visited 28 January 2018)
- Nikolopoulos E.I., Anagnostou E.N. and Borga M. 2013. Using high-resolution satellite rainfall products to simulate a major flash flood event in northern Italy. *Journal of Hydrometeorology*, 14: 171-185.
- PERSIANN. 2014. <http://chrdata.eng.uci.edu> (visited 28 January 2018)
- PERSIANN-CDR. 2015. <http://chrdata.eng.uci.edu> (visited 28 January 2018)
- PERSIANN-CSS. 2004. <http://chrdata.eng.uci.edu> (visited 28 January 2018)
- Persson A. 2013. User guide to ECMWF forecast products, Version 1.1. ECMWF. Reading.
- Philandras C.M., Nastos P.T., Kapsomenakis J., Douvis K.C., Tselioudis G. and Zerefos C. S. 2011. Long term precipitation trends and variability within the Mediterranean region. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 11: 3235-3250.
- Raziei T., Bordi I., Pereira L.S. and Sutera A. 2010. Space-time variability of hydrological drought and wetness in Iran using NCEP/NCAR and GPCC datasets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14: 1919-2010.
- Rienecker M.M., Suarez M.J., Gelaro R., Todling R., Bacmeister J., Liu E., Bosilovich M.G., Schubert S.D., Takacs L. and Kim G.-K. 2011. MERRA: NASA's modern-era retrospective analysis for research and applications. *Journal of climate*, 24: 3624-3648.
- Ruane A.C., Goldberg R. and Chryssanthacopoulos J. 2015. Climate forcing datasets for agricultural modeling: Merged products for gap-filling and historical climate series estimation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 200: 233-248.
- Saha S., Moorthi S., Pan H.-L., Wu X., Wang J., Nadiga S., Tripp P., Kistler R., Woollen J. and Behringer D. 2010. The NCEP climate forecast system reanalysis. *Bulletin*

Comparative Analysis of Watershed Health and Sustainability (Technical Note)

F. Mirchooli¹, S.H.R. Sadeghi^{2*}

1,2- PhD Student & Professor, Department of Watershed Management Engineering, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

*(Corresponding Author Email: Sadeghi@modares.ac.ir)

Received: 04-12-2017

Accepted: 07-02-2018

تحلیل مقایسه‌ای مفاهیم سلامت و پایداری حوزه آبخیز (یادداشت فنی)

فهیمه میرچولی^۱، سیدحمیدرضا صادقی^{۲*}

۲،۱- به ترتیب دانشجوی دکتری و استاد علوم و مهندسی آبخیزداری، گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: Sadeghi@modares.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۹/۱۳

تاریخ پذیرش: ۹۶/۱۱/۱۸

Abstract

Increasing population and the ever-growing needs cause over exploitation and unprincipled utilization of natural resources. This has led to more extensive and irreparable consequences particularly in arid and semi-arid regions due to their high susceptibility and fragility. Therefore, consequence assessment of the aforementioned issues is essential for integrated management of the watersheds. Although the concepts of watershed health and sustainability are close to each other but there are some differences in between which are not clear to everyone. Hence, the present research aims to identify, clarify, and compare the concepts of watershed health and sustainability. The conducted investigations indicate that the watershed health refers to the ability of the watershed to self-maintain and recover its potentials after the stresses. This concept is a temporary process closely linked to watershed services. Thus, biophysical criteria are used to assess watershed health and the results obtained from this health assessment can provide an early warning system for managers and policy-makers. Furthermore, the reason behind the problems and stresses in watershed systems can be diagnosed. Watershed sustainability is the ability of a watershed to provide services in the future. Watershed sustainability is a permanent process for which the social, economic, and environmental components are used in the assessment. The proper assessment of watershed health and sustainability provide a proper basis for comprehensive management in the scale of the catchment area. A comprehensive understanding of these concepts helps managers and policy-makers for better management of the resources.

Keywords: Watershed services, Integrated watershed management, Watershed sustainability criteria, Watershed health criteria.

چکیده

ارزیابی پیامدهای ناشی از افزایش بی‌رویه جمعیت و نیاز روزافزون به منابع طبیعی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک با حساسیت و شکنندگی بالا، از ضروریات بنیادین مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز است. اگرچه مفاهیم سلامت و پایداری حوزه آبخیز به هم نزدیک هستند اما تفاوت‌های بین این دو مفهوم هنوز برای بسیاری از افراد واضح نمی‌باشد. لذا نوشتار حاضر به معرفی، روشن‌سازی و مقایسه دو مفهوم سلامت و پایداری حوزه آبخیز پرداخته است. بررسی‌های انجام شده نشان می‌دهد که سلامت حوزه آبخیز توانایی بوم‌سازگان‌های آن برای حفظ ساختار، خودتنظیمی و بازیابی توانایی‌ها بعد از بروز تنش‌ها می‌باشد. این مفهوم یک فرآیند مقطعی است و با خدمات حوزه آبخیز ارتباط نزدیکی دارد، به‌طوری‌که برای ارزیابی سلامت حوزه آبخیز از معیارهای زیستی-فیزیکی استفاده شده و نتایج حاصل از ارزیابی آن علاوه بر ارائه سامانه هشدار اولیه تخریب محیط‌زیست، علت تنش و مشکل موجود در سامانه آبخیز را تشخیص خواهد داد. اما پایداری حوزه آبخیز در واقع به توانایی آن برای تداوم ارائه خدمات در آینده نامحدود مربوط می‌شود. به عبارت دیگر پایداری حوزه آبخیز یک فرآیند طولانی‌مدت است که در ارزیابی آن از ابعاد اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی به عنوان ابعاد اصلی ارزیابی استفاده می‌شود. بنابراین اطلاعات حاصل در مورد هر یک از مفاهیم سلامت و پایداری می‌تواند به عنوان مبنایی مناسب برای برنامه‌ریزی‌های جامع مدیریتی در مقیاس حوزه آبخیز تلقی شود که درک صحیح این مفاهیم به مدیران و سیاست‌گزاران برای اتخاذ تصمیم‌های مناسب کمک خواهد کرد.

واژه‌های کلیدی: خدمات حوزه آبخیز، مدیریت جامع حوزه آبخیز، معیارهای پایداری حوزه آبخیز، معیارهای سلامت حوزه آبخیز.

در علوم پزشکی دارد و برای شناسایی معیارهای بیماری زمین^۲ توسعه پیدا کرده است (Liu و Hao، ۲۰۱۶). این مفهوم اولین بار توسط Rapport و همکاران (۱۹۸۵) مطرح شد. براین اساس سلامت بوم‌سازگان در واقع پتانسیل بوم‌سازگان در راستای حفظ و نگه‌داری ساختمان، خودتنظیمی و احیای مجدد توان خود پس از ایجاد تنش‌ها می‌باشد. هم‌چنین Costanza (۲۰۱۲) بوم‌سازگان سالم را به‌صورت سامانه بوم‌شناختی سالم و بدون هر گونه تنش در نظر گرفت که ساختار خود را حفظ کرده و نسبت به تنش‌ها انعطاف‌پذیر باشد. سلامت بوم‌سازگان می‌تواند از دیدگاه زیست‌شناختی- بوم‌شناختی و نیز دیدگاه بوم‌شناختی-اقتصادی تعریف شود. در دیدگاه زیست‌شناختی که در اوایل دهه ۱۹۹۰ مطرح شد جنبه‌های بوم‌شناختی طبیعی مورد توجه قرار گرفته و عوامل انسانی در نظر گرفته نمی‌شود. حال آنکه دیدگاه دوم در اواخر دهه ۱۹۹۰ مطرح شد و سلامت بوم‌سازگان را به‌عنوان عملکرد و خدمات آن در ارتباط با عوامل انسانی به‌عنوان اجزای بوم‌سازگان در نظر گرفتند.

ارزیابی سلامت بوم‌سازگان می‌تواند برای تعیین درجه تخریب سامانه و میزان تخریب ایجاد شده در اثر عوامل فیزیکی و یا فعالیت‌های بشر استفاده شود (Jia و همکاران، ۲۰۱۵). به‌این‌ترتیب هرگاه ساختار خودتنظیمی بوم‌سازگان در اثر عوامل مختلف رو به تخریب باشد رفتار بوم‌سازگان برای انسان خطرناک خواهد بود. بنابراین حفظ بوم‌سازگان سالم برای دستیابی به توسعه اقتصادی و اجتماعی پایدار ضروری است. زیرا بوم‌سازگان‌های طبیعی خدمات متفاوتی را برای حیات انسان فراهم می‌کند (Jian و همکاران، ۲۰۱۷).

سلامت حوزه آبخیز به جنبه‌های زیستی-فیزیکی آن مربوط است و سطح و کیفیت خدمات آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد. وضعیت سلامت حوزه آبخیز می‌تواند با استفاده از ارزیابی خدمات بوم‌سازگان‌ها مانند تأمین آب آشامیدنی سالم، چرخه مواد مغذی، حفظ تنوع زیستی، عملکرد زنجیره‌های غذایی و یا توانایی بوم‌سازگان‌ها برای مقابله با تنش‌ها مشخص شود. بنابراین حفظ سلامت حوزه آبخیز برای حداکثرسازی خدمات حوزه آبخیز و در نتیجه بهبود وضعیت زندگی انسان ضروری است (Suo و همکاران، ۲۰۰۸؛ Li و همکاران، ۲۰۱۴). خدمات حوزه آبخیز خصوصیات بوم‌شناختی، عملکرد و یا فرآیندهایی است که به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم در رفاه انسان نقش داشته و منفعت انسان از عملکرد بوم‌سازگان‌ها را به‌دنبال دارد (Costanza، ۲۰۱۲). از طرفی تنش‌های محیط‌زیستی کمیت و کیفیت خدمات حوزه آبخیز را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Suo و همکاران، ۲۰۰۸). با توجه به اینکه سلامت حوزه آبخیز ساختار و عملکرد منطقه را نشان می‌دهد این مفهوم یکی از اساسی‌ترین مفاهیم در ارزیابی و مدیریت جامع مناطق است (Jian و همکاران، ۲۰۱۷)، لذا نتایج حاصل از ارزیابی آن علاوه بر ارائه سامانه هشدار زود هنگام تخریب محیط‌زیست می‌تواند در راستای تعیین علت تنش و مشکل موجود در سامانه آبخیز به

رشد سریع و جمعیت هفت میلیارد نفری همراه با بحران‌های اقتصادی، مدیریت نامناسب منابع طبیعی، تغییر اقلیم و عدم قطعیت‌ها، افزایش فقر و گرسنگی سبب شده که جهان با چالش‌های مختلف روبرو شود (Daher و Mohtar، ۲۰۱۲). به‌طوری‌که توسعه اقتصادی، تجارت‌های بین‌المللی، تغییرات فرهنگی و فناوری‌ها، تقاضا برای منابع مورد نیاز حیات انسانی افزایش یافته و پیش‌بینی شده است تا سال ۲۰۳۰ تقاضا برای آب، انرژی و مواد غذایی به‌ترتیب به‌میزان ۴۰، ۵۰ و ۳۵ درصد افزایش یابد (Endo و همکاران، ۲۰۱۵). منابع آب، انرژی و مواد غذایی در مقیاس حوزه آبخیز در ارتباط تنگاتنگ باهم هستند به‌نحوی‌که برای تولید مواد غذایی به آب و انرژی، برای تولید انرژی، به آب و برای دسترسی به منابع آب به انرژی نیاز است (Karabulut و همکاران، ۲۰۱۶). بنابراین هر گونه تصمیم‌گیری در یک بخش از اجزای آبخیز بر بخش‌های دیگر و بر عملکرد نهایی آن اثر خواهد داشت (Keulertz و همکاران، ۲۰۱۶). رقابت تنگاتنگ بخش‌های خانگی، صنعت و کشاورزی در خصوص استفاده از ذخایر و منابع طبیعی به منابع آب، انرژی و زمین شدیدتر شده است، به‌طوری‌که روند مصرف بی‌رویه منابع طبیعی تا سال ۲۰۵۰ به ۲۲۰ درصد کل ظرفیت منابع موجود خواهد رسید (رحیمی، ۱۳۸۸). این عوامل تخریب محیط‌زیست و کمبود و بحران منابع را افزایش داده و سبب کاهش حاصل‌خیزی اراضی، رسوب‌گذاری تشدید در دریاچه‌ها و سدها و کاهش عمر مفید آن‌ها، افزایش فرسایش خاک و تغییر رژیم آب‌دهی رودخانه‌ها و در نهایت سیر قهقروایی منابع در مناطق مختلف شده است. وضعیت بوم‌سازگان‌ها در ایران به‌عنوان یکی از کشورهای واقع در کمربند خشک کره زمین به‌گونه‌ای است که بسیاری از آن‌ها وضعیت شکننده‌ای دارند. مجموعه این عوامل مسئله سلامت^۱ و نیز پایداری حوزه آبخیز^۲ را به‌گونه‌ای جدی فرا روی کشورها قرار داده است. حال آنکه تحلیل مقایسه‌ای و ارزیابی مفاهیم و مبانی مربوط به هر یک از آن‌ها به خوبی مورد توجه قرار نگرفته و پیامدهای ویژه‌ای از جمله عدم مدیریت جامع و همه‌جانبه حوزه‌های آبخیز را منجر شده است. براین اساس، نوشتار فعلی با هدف ارائه مفاهیم حاکم بر سلامت و پایداری حوزه آبخیز صورت گرفته است.

سلامت حوزه آبخیز

افزایش جمعیت، جنگل‌زدایی و چرای مفرط باعث افزایش فرسایش خاک و هدررفت منابع آب و خاک شده و وضعیت سلامت حوزه‌های آبخیز را تحت تأثیر قرار داده است. به‌نحوی‌که مفهوم سلامت بوم‌سازگان مطرح و روش‌های ارزیابی آن در طول زمان نیز پیشرفت کرده است (Suo و همکاران، ۲۰۰۸). این مفهوم ریشه

مدیران و سیاست‌گزاران نیز کمک کند (Jia و همکاران، ۲۰۱۵؛ Li و همکاران، ۲۰۱۴). به‌طور کلی ارزیابی سلامت بوم‌سازگان تحت تأثیر ویژگی‌های ذاتی بوم‌سازگان مانند خاصیت ارتجاعی^۴ و مقاومت آن در مرور زمان است (Yu و همکاران، ۲۰۱۳). وضعیت سلامت بوم‌سازگان‌های مختلف جهان روند رو به تخریبی را طی می‌کنند بنابراین ارزیابی سلامت بوم‌سازگان‌ها برای دستیابی به پایداری ضروری می‌باشد (Peng و همکاران، ۲۰۱۷).

انتقادهایی به مفهوم سلامت حوزه آبخیز در دهه ۱۹۹۰ مطرح شد. در اولین انتقاد به تئوری موجود زنده^۵ توجه شده و اعتقاد بر این بود که بوم‌سازگان‌ها از نظر ساختاری و عملکردی مشابه موجودات زنده هستند. Ehrenfeld (۱۹۹۲) معتقد بود که بوم‌سازگان‌ها موجودات زنده نیستند و بنابراین نمی‌توانند خصوصیات موجودات زنده مانند سلامت را داشته باشند. انتقاد دیگر به مفهوم سلامت حوزه آبخیز این بود که این مفهوم یک مفهوم علمی ذهنی است. ارزیابی خوب یا بد وضعیت سلامت بوم‌سازگان بر اساس نظر مردم جامعه امکان‌پذیر است. تغییرات نظر مردم در طول زمان تابع درک تغییرات طبیعی است. لذا این مفهوم به‌عنوان مفهوم علمی برای مدیریت محیط‌زیست مناسب نخواهد بود. اما بعد از دو دهه بحث مفهوم سلامت حوزه آبخیز به‌تدریج مورد پذیرش قرار گرفت.

در ارزیابی سلامت براساس نوع بوم‌سازگان و نیز مقیاس مطالعاتی (بوم‌سازگان^۶، منطقه‌ای^۷ و یا جهانی^۸) از مجموعه وسیعی از معیارهای مختلف استفاده می‌شود و براین‌اساس نتایج حاصل از آن‌ها تفاوت زیادی خواهد داشت. مقیاس منطقه‌ای، مقیاس مهمی در ارزیابی سلامت می‌باشد و در این مقیاس، بررسی اثر الگوهای مکانی بر فرآیندهای بوم‌شناختی برای مدیریت محیط‌زیستی منطقه ضروری می‌باشد. ارزیابی سلامت در مقیاس منطقه‌ای ایده جدیدی نیست و برای اولین بار در اواخر دهه ۱۹۹۰ مطرح شد. ارزیابی سلامت بوم‌سازگان‌های منطقه‌ای شکل توسعه یافته ارزیابی سلامت بوم‌سازگان است. در ارزیابی سلامت در مقیاس بوم‌سازگان، نوع خاصی از بوم‌سازگان‌ها مانند بوم‌سازگان آبی، دریایی، جنگلی در نظر گرفته می‌شود، اما در ارزیابی بوم‌سازگان‌های منطقه‌ای به ابعاد مکانی و نیز خدمات بوم‌سازگان توجه شده و بر تأثیر الگوهای مکانی بوم‌سازگان‌های مختلف در ارتباط با وضعیت سلامت هر بوم‌سازگان تأکید می‌کند. بنابراین در ارزیابی سلامت بوم‌سازگان‌های منطقه‌ای ساختار کمی و کیفی و نیز الگوی مکانی آن‌ها نیز مد نظر قرار می‌گیرد (Peng و همکاران، ۲۰۱۷).

مطالعات متعددی برای ارزیابی سلامت در بوم‌سازگان‌های مختلف آبی (Bebiano و همکاران، ۲۰۱۵؛ Wu و همکاران، ۲۰۱۴ و ۲۰۱۵)، کشاورزی (Wang و همکاران، ۲۰۰۹)، جنگلی (Styers و همکاران، ۲۰۱۰)، ساحلی (Kim و Xu، ۲۰۱۴)، شهری (Peng و همکاران، ۲۰۱۷) و در سطح حوزه آبخیز (Hazbavi و همکاران، ۲۰۱۸؛ Hazbavi و Sadeghi، ۲۰۱۶؛ Sadeghi و Hazbavi، ۲۰۱۸).

۲۰۱۷) انجام شده است. در این پژوهش‌ها از روش‌های کمی و کیفی متعددی از جمله شدت توسعه چشم‌انداز^۹ (LDI)، روش‌های آب-زمین‌ریخت‌شناسی^{۱۰} (HGM)، شاخص‌های الگوی چشم‌انداز^{۱۱} (LPI)، شاخص‌های تکامل زیست-فیزیکی^{۱۲} (IBI) و مدل‌سازی مفهومی برای ارزیابی سلامت استفاده شده است (Sun و همکاران، ۲۰۱۶). از جمله این مدل‌ها، مدل مفهومی بنیه، ساختار و انعطاف‌پذیری^{۱۳} (VOR) است که در ارزیابی سلامت بوم‌سازگان استفاده می‌شود. در این مدل بر جنبه‌های طبیعی بوم‌سازگان تأکید شده و جنبه‌های انسانی در نظر گرفته نمی‌شود. در اواخر دهه ۱۹۹۰ مدل مفهومی فشار، وضعیت و پاسخ^{۱۴} (PSR) توسط سازمان توسعه و همکاری‌های اقتصادی مطرح شد. در این مدل علاوه بر خصوصیات طبیعی سلامت بوم‌سازگان، عوامل انسانی نیز در نظر گرفته شده است (Hao و Liu، ۲۰۱۶). در روش‌های ارزیابی سلامت حوزه آبخیز شامل روش‌های کمی و کیفی مجموعه‌ای از معیارها از قبیل ذخیره آب، متوسط مساحت لکه، شاخص تنوع چشم‌انداز^{۱۵}، ظرفیت چرا، میزان تاج پوشش گیاهی به کار گرفته می‌شود. این معیارها باید اطلاعات کلیدی مناسبی از وضعیت ساختار و عملکرد سامانه ارائه دهند. هم‌چنین بسته به هدف ارزیابی از برخی معیارهای خاصی استفاده شود (Liu و همکاران، ۲۰۱۵).

پایداری حوزه آبخیز

طی دهه‌های اخیر، اهمیت ارزیابی پایداری حوزه آبخیز به‌عنوان پیش‌نیاز آینده پایدار و نیز امنیت انسانی بیش‌تر شناخته شده و مورد توجه قرار گرفته است (Firdaus و همکاران، ۲۰۱۴). پایداری وضعیتی است که در آن مطلوبیت و امکانات موجود در طول زمان کاهش نمی‌یابد و به توانایی بوم‌سازگان‌ها برای تداوم کارکرد و ارائه خدمات در آینده طولانی مربوط می‌شود بدون آنکه به تحلیل و یا بار بیش از حد منابع منجر شود (صادقی و همکاران، ۱۳۹۴). یک حوزه آبخیز پایدار باید ساختار و عملکرد لازم برای حفظ عملکرد و ارائه خدمات خود در درازمدت را داشته باشد. پایداری آبخیز در راستای تکمیل نتایج حاصل از ارزیابی سلامت فنی و مقطعی یک حوزه آبخیز، توجه به تداوم عملکرد و ارائه خدمات درازمدت و با لحاظ شرایط حاکم بر مولفه‌های تأثیرگذار محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی را معطوف می‌سازد (Liu و همکاران، ۲۰۱۵).

امروزه پایداری آبخیزها برای آبخیزنشینان و پایداری حیات در بوم‌سازگان‌ها امری ضروری به‌شمار می‌آید، این موضوع درحالی مطرح می‌شود که به این مهم توجه کافی نشده است (مهری و همکاران، ۱۳۹۲). حال آنکه برای برقراری پایداری حوزه آبخیز نیاز ضروری به بررسی هم‌زمان سه بعد مهم و بنیادین محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی می‌باشد. بر این اساس در بسیاری از پژوهش‌ها پایداری را تنها بر مبنای این سه بعد تعریف نمودند. به‌گونه‌ای که بعد محیط‌زیستی

به حفاظت و بهبود وضعیت بوم‌سازگان‌ها مرتبط است و به رابطه طبیعت و انسان می‌پردازد. بعد اجتماعی به ارتباط افراد، تعالی رفاه افراد، سلامت و بهداشت و خدمات آموزشی، توسعه فرهنگ‌های مختلف و برابری و رفع فقر مربوط می‌شود. بعد اقتصادی نیز به رشد اقتصادی و سایر متغیرهای اقتصادی مرتبط بوده و در آن رفاه فرد و جامعه از طریق استفاده بهینه و کارایی منابع طبیعی و توزیع عادلانه منافع به حداکثر می‌رسد (زاهدی و نجفی، ۱۳۸۵). هر گونه رویکرد در مدیریت حوزه‌های آبخیز با توجه به وضعیت محیط‌زیست و بدون در نظر گرفتن بهره‌برداران از منابع آب و خاک بی‌اثر و ناپایدار خواهد بود. بنابراین اجرای طرح مدیریت پایدار حوزه آبخیز علاوه بر کاهش فرسایش خاک، خسارات سیل و دیگر خسارات محیط‌زیستی، افزایش تولید و درآمد کشاورزان و بهبود وضعیت اجتماعی و در نهایت پایداری حوزه‌های آبخیز برای نسل‌های آتی را به دنبال خواهد داشت. براین اساس ارائه روش‌ها و یا مبانی مناسب، جامع، ساده و ارزان برای تعیین درجه پایداری آبخیزها و ارائه یک گزارش جامع به مدیران و سیاست‌گزاران ضروری است. در این راستا استفاده از شاخص‌های^{۱۶} مختلف می‌تواند کمک زیادی در ارزیابی پایداری حوزه آبخیز داشته باشد. شاخص‌هایی می‌توانند با ساده‌سازی، شفاف‌سازی و ترکیب اطلاعات مختلف به سیاست‌گزاران در راستای اتخاذ تصمیم‌های مناسب کمک کنند. هم‌چنین این شاخص‌ها می‌توانند شرایط محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی را در نظر گرفته و هشدار لازم برای جلوگیری از روند تخریب آن‌ها را ارائه دهند. از طرفی با توجه به پیچیدگی‌های مسائل محیط‌زیستی استفاده از شاخص‌های جهانی و بدون توجه به خصوصیات و وضعیت حوزه آبخیز برای ارزیابی پایداری مناسب نخواهد بود (Shoemaker و Struck، ۲۰۰۸). مسائل مربوط به پایداری حوزه آبخیز منحصر به فرد هستند بنابراین شاخص‌های مورد استفاده باید به صورتی طراحی شوند که بتوانند عملکرد حوزه آبخیز مورد مطالعه در ارتباط با نیازهای آن را ارزیابی کنند.

پژوهش‌های متعددی در نقاط مختلف جهان و از دیدگاه‌های متفاوت به ارزیابی پایداری حوزه آبخیز پرداخته‌اند. به عنوان مثال پایداری را از دیدگاه‌های بوم‌شناختی^{۱۷} (Rhodes و همکاران، ۲۰۱۵؛ Guo و همکاران، ۲۰۱۵)، شهری (McGranahan و Satterthwaite، ۲۰۰۳؛ Zhao و Bottero، ۲۰۱۰)، کشاورزی (Ruperez-Moreno و همکاران، ۲۰۱۷؛ Craheix و همکاران، ۲۰۱۶؛ Rovira و Rovira، ۲۰۰۹)، منابع آب (Sun و همکاران، ۲۰۱۶؛ Ritter و Sood، ۲۰۱۱؛ Walmsley، ۲۰۰۲) و نیز از دیدگاه فرسایش و تخریب زمین (Habtamu، ۲۰۱۱) ارزیابی کردند.

زاهدی و نجفی، ۱۳۸۵ هدف از ارزیابی پایداری، را کمک به سیاست‌گزاران برای ارزیابی سامانه‌های اجتماعی-محیط‌زیستی در طولانی‌مدت و کمک به آن‌ها برای اجرا و یا عدم اجرای اقدامات مختلف در راستای دستیابی به جامعه پایدار گزارش کردند. براین اساس در ارزیابی پایداری حوزه آبخیز نیز باید ابعاد اجتماعی، اقتصادی و

محیط‌زیستی به عنوان ابعاد اصلی و موثر بر پایداری در نظر گرفته و هم‌چنین به ارتباط بین انسان و محیط‌زیست توجه کرد. به علاوه در ارزیابی پایداری حوزه آبخیز بایستی حفظ وضعیت سالم حوزه آبخیز در ابعاد اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی و حفظ منابع موجود در نسل‌های فعلی و آینده در طولانی مدت مد نظر قرار گیرد.

جمع‌بندی

امروزه در کشورهای در حال توسعه از جمله ایران، بر مفاهیم و اصول آبخیزداری با نگرش حفظ تعادل اکولوژیک و بهبود وضعیت اقتصادی و اجتماعی تأکید می‌شود. از این رو شناسایی وضعیت سلامت و پایداری حوزه‌های آبخیز از جمله مباحثی است که در چند سال اخیر در کانون توجه پژوهش‌گران و سیاست‌گزاران قرار گرفته است، زیرا توجه به این مفاهیم یکی از الزامات برای مدیریت جامع منابع آب و خاک، به منظور ایجاد تعادل و تخصیص بهینه منابع بین مناطق مختلف و نیز بهبود وضعیت اجتماعی و اقتصادی مردم می‌باشد. به عبارت دیگر تنظیم اهداف و اقدامات توسعه‌ای مناسب برای نیل به مدیریت یکپارچه بدون شناخت مفاهیم سلامت و پایداری حوزه آبخیز امکان‌پذیر نخواهد بود. در این راستا شناسایی تفاوت‌های منطقه‌ای براساس مفهوم‌سازی دقیق سلامت حوزه آبخیز با استفاده از معیارهای زیست‌فیزیکی و نیز از نظر وضعیت پایداری آن‌ها با استفاده از معیارهای مختلف اجتماعی، اقتصادی و محیط‌زیستی ضروری می‌باشد. هم‌چنین توسعه مفاهیم مزبور و بازاریابی کاربرد آن‌ها به عنوان یک رویکرد محوری در امر مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز در حال قهقرای کشور به طور جدی توصیه می‌شود.

پی‌نوشت

- 1- Watershed Health
- 2- Watershed Sustainability
- 3- Land Sickness
- 4- Elasticity
- 5- Organism
- 6- Ecosystem
- 7- Regional
- 8- Global
- 9- Landscape Development Intensity
- 10- Hydrogeomorphic
- 11- Landscape Pattern Index
- 12- Indices of Biological Integrity
- 13- Vigor- Organization- Resilience (VOR)
- 14- Pressure- State-Response (PSR)

Guo Z.J., Zhang Q., Wang W.Y. and Wang C. 2015. Using Ecological Footprint Model for Port Ecosystem Sustainability Assessment, 11th Conference on the Eastern Asia Society for Transportation, Cebu, Philippines.

Habtamu T. 2011. Assessment of Sustainable Watershed Management Approach Case Study Dima, Tsegur Eyesus and Dijil Watershed, Doctoral Dissertation, Cornell University, 132.

Hazbavi Z. and Sadeghi S.H. 2016. Watershed health characterization using reliability-resilience-vulnerability conceptual framework based on hydrological responses. *Land Degradation and Development*.

Hazbavi Z., Baartman J.E.M., Nunes J.P., Keesstra S.D. and Sadeghi S.H.R. 2018. Changeability of reliability, resilience and vulnerability indicators with respect to drought patterns, *Ecological Indicators*, 87: 196–208.

Jia H., Pan D. and Zhang W. 2015. Health assessment of wetland ecosystems in the Heilongjiang River Basin, China. *Wetlands*, 35(6): 1185-1200.

Jian P., Yanxu L., Tianyi L. and Jiansheng W. 2017. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 72: 399-410.

Karabulut A., Egoh B.N., Lanzaova D., Grizzetti B., Bidoglio G., Pagliero L., Bouraoui F., Aloe A., Reynaud A., Maes J., Vandecasteele I. and Mubareka S. 2016. Mapping Water provisioning services to support the ecosystem–water–food–energy nexus in the Danube River Basin. *Ecosystem Services*, 17: 278-292.

Keulertz M., Sowers J., Woertz E. and Mohtar R. 2016. The water-energy-food nexus in arid regions: The Politics of Problemsheds. *Oxford Handbooks Online*. 1-37.

Kim Y.O. and Xu F.L. 2014. Marine ecosystem health assessments in Korean coastal waters. *Ocean Science*, 49: 249–250.

Li Z., Xu D. and Guo X. 2014. Remote sensing of ecosystem health: opportunities, challenges, and future perspectives. *Sensors*, 14(11): 21117-21139.

Liu D. and Hao S. 2016. Ecosystem health assessment at county-scale using the pressure-state-response framework on the Loess Plateau, China. *Environmental Research and Public Health*, 14(1): 1-11.

- 15- Landscape Diversity Index
16- Indicators
17- Ecological

منابع

رحیمی، ع.، ۱۳۸۸. انسان، توسعه، محیط‌زیست. مجله علوم اجتماعی، ۲۰: ۱۱۰-۱۱۸.

زاهدی، ش. و نجفی، غ. ۱۳۸۵. بسط مفهومی توسعه پایدار. فصلنامه مدرس علوم انسانی، ۱۰(۴): ۶۳-۷۶.

صادقی، س.ح.ر.، سعدالدین، ا.، حزباوی، ز. و اسدی نلیوان، ا. ۱۳۹۴. سلامت و پایداری حوزه آبخیز. گزارش فاز صفر طرح کلان ملی مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز کشور.

مهری، ر.، سعدالدین، ا.، اونق، م. و حاج ملاحسینی، ا. ۱۳۹۲. به‌کارگیری مدل PSR به‌منظور محاسبه شاخص پایداری آبخیز (WSI) برای آبخیز چهل‌چای، رودخانه گرگانرود استان گلستان. دومین همایش ملی حفاظت و برنامه‌ریزی محیط‌زیست. دانشکده فنی شهید مفتاح وابسته به دانشگاه فنی و حرفه‌ای، همدان، ایران.

Bebiano M.J., Pereira C.G., Rey F., Cravo A., Duarte D., d'Errico G. and Regoli F. 2015. Integrated approach to assess ecosystem health in harbor areas. *Science of the Total Environment*, 514: 92-107.

Costanza R. 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45: 24-29.

Craheix D., Angevin F., Doré T. and De Tourdonnet S. 2016. Using a Multicriteria Assessment Model to Evaluate the Sustainability of Conservation Agriculture at the Cropping System Level in France. *European Journal of Agronomy*, 76: 75-86.

Ehrenfeld D. 1992. Ecosystem health and ecological theories, in: R. Costanza et al. (eds.). *Ecosystem health: new goals for environmental management*, Island Press, Washington, D.C., USA, pp 135-144.

Endo A., Tsurita I., Burnett K. and Orenco P. M. 2015. A review of the current state of research on the water, energy, and food nexus. *Journal of Hydrology, Regional Studies*.

Firdaus R., Nakagoshi N. and Idris A. 2014. Sustainability assessment of humid tropical watershed: a case of Batang Merao watershed, Indonesia. *Procedia Environmental Sciences*, 20: 722-731.

- Struck S.D. and Shoemaker L.L. 2008. Developing a Watershed Sustainability Index and Incentives for Integrated Water and Resource Management. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 6: 89-102.
- Styers D.M., Chappelka A.H., Marzen L.J. and Somers G.L. 2010. Developing a land-cover classification to select indicators of forest ecosystem health in a rapidly urbanizing landscape. *Landscape Urban Plan*, 94: 158-165.
- Sun T., Lin W., Chen G., Guo P. and Zeng Y. 2016. Wetland ecosystem health assessment through integrating remote sensing and inventory data with an assessment model for the Hangzhou Bay, China. *Science of the Total Environment*, 566: 627-640.
- Suo A.N., Xiong Y.C., Wang T.M., Yue D.X. and Ge J.P. 2008. Ecosystem health assessment of the Jinghe River watershed on the Huangtu Plateau. *EcoHealth*, 5(2): 127-136.
- Walmsley J.J. 2002. Framework for Measuring Sustainable Development in Catchment Systems. *Environmental management*, 29(2): 195-206.
- Wang X.B., Liu W.N. and Wu W.L. 2009. A holistic approach to the development of sustainable agriculture: Application of the ecosystem health model. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 16: 339-345.
- Wu W., Xu Z., Yin X. and Zuo D. 2014. Assessment of ecosystem health based on fish assemblages in the Wei River basin, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6): 3701-3716.
- Wu W., Xu Z.X., Zhan C.S., Yin X.W. and Yu S.Y. 2015. A new framework to evaluate ecosystem health: A case study in the Wei River basin, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 1-15.
- Yu G., Yu Q., Hu L., Zhang S., Fu T., Zhou X., He X., Liu Y., Wang S. and Jia H. 2013. Ecosystem health assessment based on analysis of a land use database. *Applied Geography*, 44: 154-164.
- Zhao X. and Bottero M. 2010. Application of System Dynamics and DPSIR Framework for Sustainability Assessment of Urban Residential Areas. PORTO Publications Open Repository Torino.
- Lu Y., Wang R., Zhang Y., Su H., Wang P., Jenkins A., Ferrier R.C., Bailey M. and Squire G. 2015. Ecosystem Health towards Sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1): 1-15.
- McGranahan G. and Satterthwaite D. 2003. Urban Centers: An Assessment of Sustainability, *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1): 243-274.
- Mohtar R. and Daher B. 2012. Water, Energy, and Food: The ultimate nexus. *Encyclopedia of agricultural, food, and biological engineering*, CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Peng J., Liu Y. and Li T. and Wu J. 2017. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 72: 399-410.
- Rapport D.J., Regier H. and Hutchinson T. 1985. Ecosystem behavior under stress. *The American Naturalist*, 125: 617-640.
- Rhodes K.L., Warren-Rhodes K.A., Sweet S., Helgenberger M., Joseph E., Boyle L.N. and Hopkins K.D. 2015. Marine Ecological Footprint Indicates Unsustainability of the Pohnpei (Micronesia) Coral Reef Fishery. *Environmental Conservation*, 42(2): 182-190.
- Rovira S.J. and Rovira S.P. 2009. Assessment of Aggregated Indicators of Sustainability using PCA: the Case of Apple Trade in Spain, 6th International conference on Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector, 11: 12-14
- Rupérez-Moreno G., Senent-Aparicio J., Martínez-Vicente D., García-Aróstegui J., Calvo-Rubio F. and Pérez-Sánchez J. 2017. Sustainability of Irrigated Agriculture with Overexploited Aquifers: The Case of Segura Basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management*, 182: 67-76.
- Sadeghi S.H. and Hazbavi Z. 2017. Spatiotemporal variation of watershed health propensity through reliability-resilience-vulnerability based drought index (case study: Shazand Watershed in Iran). *Science of the Total Environment*, 587: 168-176.
- Sood A. and Ritter W.F. 2011. Developing a Framework to Measure Watershed Sustainability by using Hydrological/Water Quality Model. *Journal of Water Resource and Protection*, 3(11): 788-804.

Issues and Challenges of Real Water Saving through Improving Water Productivity and Use of Modern Irrigation Systems (Technical Note)

N. Heydari

Associate Professor, Iranian Agricultural Engineering Research Institute (AERI), Agricultural Research, Education, and Extension Organization, Karaj, Alborz.

Email: nrheydari@yahoo.com

Received: 18-02-2018

Accepted: 03-05-2018

مسائل و چالش‌های صرفه‌جویی واقعی آب از طریق افزایش بهره‌وری آب و کاربرد سامانه‌های نوین آبیاری (یادداشت فنی)

نادر حیدری

دانشیار پژوهش مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج.

E-Mail: nrheydari@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۹۶/۱/۲۹

تاریخ پذیرش: ۹۷/۵/۱۳

Abstract

Considering the severe water shortage crisis for producing agricultural products, the concept of real water saving in agriculture has been introduced recently. The reason behind this is that many researchers have realized that many approaches which are used for water saving in agriculture (e.g., improving irrigation efficiency, and even improving agricultural water productivity-WP) rely on the development of modern water-saving irrigation methods such as pressurized irrigation. These systems, when required conditions or relevant context are not fulfilled, may not lead to real water savings and may even cause an increase in water consumption. Examples of these arguments, discussion, and pieces of evidence are provided in the latest book published by FAO. In this analytical paper following explanation of the concepts, terms, the visions on real water saving, and effectiveness of modern irrigation technologies in this regard, all the activities relevant to improving WP, with the objective of water saving in agriculture, are elaborated and discussed. The paper concludes that for the purpose of recognition and selection of technical and economical approaches effective on water demand and use, water accounting framework should be set in a specific basin. Also in parallel to the attention to the development of pressurized irrigation systems in Iran, other approaches and measures, such as agronomic practices for reducing ET in agriculture (e.g. use of mulches, conservation agriculture, and proper crop rotation, etc.) should be selected. Finally, for achieving real water saving, the WP index should be evaluated based on ET and not based on applied water to the field. This should be the necessary criteria in selecting irrigation systems and other measures in regards to their effectiveness on real water savings in agriculture.

Keywords: Water productivity, Pressurized irrigation, Water saving.

چکیده

امروزه باتوجه به بحران کمبود شدید منابع آب برای تولیدات کشاورزی موضوع صرفه‌جویی واقعی آب در کشاورزی مطرح شده است. بسیاری از کارشناسان و محققین علوم آب دریافته‌اند راهکارهایی که در حال حاضر برای استفاده بهینه و صرفه‌جویی آب استفاده می‌شوند (افزایش راندمان آبیاری و حتی افزایش بهره‌وری آب) بر توسعه سامانه‌های نوین آبیاری به اصطلاح صرفه‌جو نظیر آبیاری تحت فشار تکیه دارند. این سامانه‌ها در صورت عدم وجود شرایط و تمهیدات لازم به صرفه‌جویی واقعی آب منجر نشده است و در مواردی ممکن است به افزایش مصرف آب منجر شوند. نمونه‌ای از این نظریات و شواهد ارائه شده در منابع علمی کتابی است که توسط فائو در زمینه این موضوع منتشر شده است. در این مقاله تحلیلی ضمن تشریح مفاهیم، اصطلاحات و رویکردهای مرتبط با بحث مصرف مفید و غیرمفید آب نظریات و مباحث مختلف در بحث صرفه‌جویی واقعی آب، میزان کارآمدی و اثر بخشی سامانه‌های نوین آبیاری و در مجموع کلیه فعالیت‌های افزایش بهره‌وری آب با هدف صرفه‌جویی واقعی آب در این زمینه بررسی و نقد تحلیلی شده و نتیجه‌گیری‌های لازم به عمل آمده است. در نتیجه‌گیری مقاله می‌توان اظهار نمود که برای شناخت و انتخاب راهکارهای فنی و اقتصادی موثر بر روی مدیریت تقاضا و مصرف آب باید یک سیستم و چارچوب منظم حسابداری آب در هر حوضه آبریز برقرار شود. همچنین به موازات توجه زیاد به توسعه آبیاری تحت فشار در کشور باید به سایر روش‌های به‌زراعی کاهش دهنده مصرف آب (ET) در کشاورزی (نظیر کاربرد انواع مالچ‌ها و کشاورزی حفاظتی، رعایت تناوب زراعی مناسب و غیره) توجه شود. به‌منظور صرفه‌جویی واقعی آب باید شاخص بهره‌وری آب مبتنی بر ET (و نه مقدار آب به‌کاربرده شده در مزرعه) معیار انتخاب سیستم‌ها و بررسی اثر بخشی راهکارهای فنی و اقتصادی برای صرفه‌جویی واقعی آب قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: بهره‌وری آب، آبیاری تحت فشار، صرفه‌جویی آب.

کتاب ذکر نموده است که مطالب ارائه شده مربوط به مولفین آن بوده و الزاماً منعکس‌کننده دیدگاه‌ها و یا سیاست‌های فائو نیست. چاپ این کتاب منجر شد واکنش‌های مختلفی به موضوع توسعه آبیاری تحت فشار از سوی محافل علمی و دستگاه‌های علمی اجرایی مرتبط با بحث مدیریت آب در کشور ایجاد شود. در این راستا جلسات و کارگاه‌های هم‌اندیشی در خصوص موضوع (کارگاه تخصصی هم‌اندیشی صرفه‌جویی واقعی آب که در مرکز بررسی‌های استراتژیک ریاست جمهوری در ۱۱ مرداد ۹۵) برگزار شد. نمونه‌های بارز واکنش‌های سازمانی، واکنش کمیته ملی آبیاری و زهکشی (نامه دبیر کل کمیته به کمیسیون‌های تخصصی مختلف مجلس شورای اسلامی) و جلسات هم‌اندیشی اتاق بازرگانی ایران در این زمینه است. در ادامه فرازهایی از نامه کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران و خلاصه‌ای از بیانیه هم‌اندیشی مذکور به ترتیب ارائه شده است: "به‌طور خلاصه نتایج این کتاب موید این حقیقت است که توسعه سامانه‌های آبیاری تحت فشار نقش مثبتی بر عملکرد توزیع آب در مزرعه دارد اما این قبیل شیوه‌های آبیاری اغلب با افزایش مصرف آب همراه هستند و در عمل نقش مثبتی در صرفه‌جویی واقعی آب در سطح حوضه آبریز ندارند."

به این دلیل تأکید بر آن است که ارزیابی کارایی سامانه‌های آبیاری تحت فشار در مقیاس حوضه آبریز باشد. متأسفانه باور کاهش مصرف واقعی آب کشاورزی ناشی از کاربرد سامانه‌های تحت فشار، فقدان نگاه جامع در این خصوص و نبود فرایند پایش و نظارت کافی بعضاً منجر به توسعه سطح اراضی کشت آبی و متعاقباً برداشت بیشتر آب به‌خصوص از منابع آب زیرزمینی شده است."

در ادامه این مقاله به منظور آشنایی بیشتر با موضوع صرفه‌جویی واقعی آب و چالش توسعه آبیاری تحت فشار و افزایش بهره‌وری آب و با استفاده از فرازهایی از بحث‌های علمی و فنی کتاب فائو و سایر منابع علمی و بحث‌های کارشناسی جهان و ایران، نظریه‌ها و مفاهیم علمی و چالش‌های مرتبط با موضوع بررسی و تحلیل شود.

به محیط‌زیست و سایر مصارف تخصیص داد. مزایا و منافع کاربرد فناوری پیشرفته آبیاری در مقیاس مزرعه زیاد است اما با بررسی در مقیاس حوضه آبریز مصرف آب برای آبیاری در عوض کاهش، افزایش یافته است. همچنین قابلیت و پتانسیل کاربرد فناوری‌های پیشرفته آبیاری در افزایش بهره‌وری آب برای اکثر گیاهان زراعی مهم خیلی بالا نیست و در حد متوسط است. یعنی آن‌گونه که انتظار می‌رفت نمی‌باشد (Perry و همکاران، ۲۰۱۷).

امروزه بحث‌ها و نظریات جدیدی در خصوص موضوع صرفه‌جویی واقعی آب و نقش سامانه‌های نوین آبیاری به اصطلاح صرفه-جو در این زمینه ارائه شده است. کریس پری^۱ محقق اقتصاد آب از موسسه بین‌المللی مدیریت آب (IWMI)^۲، در چندین مقاله (Perry، ۲۰۰۷؛ Perry، ۲۰۱۱؛ Perry و همکاران، ۲۰۰۹؛ Perry و همکاران، ۲۰۱۷) عقاید متداول در زمینه روش‌های صرفه‌جویی آب نظیر افزایش راندمان آبیاری، استفاده از سامانه‌های نوین آبیاری (منظور آبیاری‌های تحت فشار) و نقش مثبت افزایش بهره‌وری آب در این زمینه را نقد نموده است. به عقیده وی بین "انحراف آب"^۳ و "مصرف واقعی آب"^۴ تفاوت وجود دارد.

در بحث آبیاری، منظور و مفهوم اصلی از "مصرف"^۵ این است که آب به معنای واقعی مصرف^۶ می‌شود. یعنی آب از طریق فرایندهای تبخیر و تعرق و در جریان چرخه هیدرولوژیک مصرف شده و به اصطلاح محو و ناپدید^۷ می‌شود. بنابراین افزایش راندمان و کارایی مصرف آب منجر به مصرف آب بیشتر توسط گیاه می‌شود. انجام دقیق آبیاری با یکنواختی بالا ناشی از راندمان بالای آبیاری بر نیاز آبی گیاه منطبق شده و از این طریق مصرف آب گیاه (از طریق تعرق) بیشتر می‌شود. به عبارت دیگر انتظار می‌رود افزایش راندمان و بهره‌وری آب موجب افزایش مصرف و افزایش تقاضای آب شود. این تعریف به آن معنا نیست که راندمان و بهره‌وری پایین آب مطلوب است بلکه استفاده از واژه‌های "راندمان" و "بهره‌وری آب" بدون ارتباط با محدوده عمل^۸، بدتر از این است که یک واژه بی‌معنی استفاده شود و موجب تصمیم‌گیری‌های اشتباه در حوزه‌های عمل اقتصادی، هیدرولوژیکی و اکولوژیکی شود (Perry، ۲۰۰۷).

سازمان فائو^۹ کتابی تحت عنوان "آیا فناوری بهبود یافته آبیاری باعث صرفه‌جویی آب می‌شود (مرور شواهد و مدارک)؟"^{۱۰} (Perry و همکاران، ۲۰۱۷) منتشر نمود. فائو در ابتدای این

چالش صرفه‌جویی واقعی آب و کاربرد سامانه‌های آبیاری به اصطلاح صرفه-جو

• مفاهیم و تعاریف و رویکردها

رویکرد و نقد کتاب فائو به این تفکر اشتباه است که "افزایش راندمان آبیاری از طریق توسعه سامانه‌های آبیاری مدرن (نظیر آبیاری قطره‌ای) منجر به صرفه‌جویی زیادی در آب مصرفی برای آبیاری می‌شود" بنابراین آب مازاد را می‌توان

در حال حاضر تمرکز و توجه زیادی بر روی تجارت آب در جهان از طریق تجارت آب مجازی و رژیم غذایی "پایدار" وجود دارد. اغلب برنامه‌های سرمایه‌گذاری در خصوص صرفه‌جویی آب بر مدرن‌سازی فیزیکی شبکه‌ها و سامانه‌های آبیاری (به‌طور عمده از طریق راهکارهایی مانند انتقال و توزیع آب با لوله، تسطیح لیزری مزارع و توزیع آب در مزرعه توسط سامانه‌های آبیاری تحت فشار (بارانی و قطره ای)، سطحی و زیرسطحی) می‌باشد. فرضیات پشتیبان این راهکارها به قرار زیر هستند:

- مقدار زیادی آب می‌تواند صرفه‌جویی شود. به این دلیل که مقدار راندمان آبیاری در سامانه‌های آبیاری سطحی سنتی ۵۰٪ و یا کمتر است.

- عملکرد در واحد سطح می‌تواند افزایش یابد بنابراین بهره‌وری افزایش خواهد یافت، بنابراین سامانه‌های مدرن آبیاری^{۱۱} به عنوان راه حل اساسی بحران کمبود آب در بخش کشاورزی شناخته می‌شوند.

در تعدادی از منابع علمی نظیر Perry و همکاران (۲۰۱۷) با فرضیات ذکر شده مخالفت شده است. به دلیل عدم کنترل لازم بر سهمیه‌ها و حقایق‌های^{۱۲} آب در این راهکارها شرایط کم‌آبی به عنوان نمونه در منطقه NENA^{۱۳} بیشتر شده است.

ترکیب و مجموعه مسائل روبه افزایش تقاضا برای آب توانایی دسترسی به آب در شرایط مازاد منبع تامین تجدیدپذیر و روش‌های جدید دسترسی به آب که می‌تواند از مرزها و خطوط محلی و سنتی دسترسی به آب عبور نماید در مجموع چالش‌های حکمرانی آب، فناوری و اقتصادی را در مدیریت منابع آب ایجاد نموده است (Perry و همکاران، ۲۰۱۷):

برای شناخت چگونگی راهکارهای فنی و اقتصادی که بر روی تقاضا و مصرف آب اثرگذار هستند باید یک سیستم و چارچوب منظم حسابداری آب^{۱۴} برقرار شود. در این زمینه و به منظور واکنش و مواجهه با استفاده ناپایدار از آب شرط اول این است که از واژه‌های درستی که مفهوم (غیرمبهم) دارند، استفاده شود. در قدم اول باید بین کاربرد آب^{۱۵} (تولید انرژی برقابی و یا آب مورد استفاده برای شستشو) و مصرف آب^{۱۶} (تبخیر و تعرق از گیاهان در یک سامانه آبیاری) تفاوت قائل شد. در حالت اول قسمت اعظم آب مصرفی مستقیماً به سیستم هیدرولوژیکی که از آن برداشت شده بود برگشت داده خواهد شد (شاید در محلی دیگر برگشت داده شود و شاید مقداری آب آلوده شده و نیز کیفیت آن تنزل یابد اما از لحاظ فیزیکی آب موجود بوده و می‌تواند مورد استفاده مجدد قرار گیرد). اما در حالت دوم یعنی وقتی تبخیر و تعرق مصرف شود دیگر آب موجود نبوده و از دسترس خارج شده است.

در شفاف‌سازی واژه‌ها موضوع دوم بحث تلفات^{۱۷} است. آنچه که از دیدگاه مهندسی تلفات آب نامیده می‌شود (برای

مقاصد طراحی و بهره‌برداری از سامانه آبیاری کاملاً صحیح است) آبی است که از مرزهای انتهایی یک شبکه آبیاری خارج می‌شود، که این مقدار آب می‌تواند تصفیه شده و مورد استفاده مجدد قرار گیرد. از دیدگاه یک تحلیل‌گر محیط‌زیست این تلفات نبوده بلکه به عنوان یک منبع تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی و یا جریان آب احیاکننده تالاب‌ها به حساب می‌آید. به عبارت دیگر تلفات از دیدگاه مهندسی می‌تواند منبع آب از دیدگاه محیط‌زیستی باشد.

باید در ابتدا واژه کاربرد/استفاده از آب^{۱۸} را تعریف نمود. بر اساس تعریف تمامی موارد کاربرد/مصرف آب یعنی هرگونه کاربرد آب برای مقاصد معین (مانند آبیاری، استفاده برای انرژی برقابی، شستشو، استفاده در فرایندهای صنعتی و غیره) به شکل رابطه (۱) طبقه‌بندی می‌شود (Perry و همکاران، ۲۰۱۷). رابطه ذیل از قانون بقای ماده تبعیت می‌کند:

$$(1) \quad 1a + 1b + 2a + 2b + 3 = \text{کاربرد/استفاده از آب}$$

در رابطه (۱):

(۱) کاربرد مصرفی آب^{۱۹} (تبدیل آب از حالت مایع به حالت بخار) متشکل از:

(a) مصرف مفید^{۲۰} (مانند تعرق از گیاه، تبخیر از برج‌های خنک کننده و ...)

(b) مصرف غیرمفید^{۲۱} (مانند تبخیر از سطح آزاد آب‌ها و خاک‌های خیس، تعرق از علف‌های هرز و ...)

(۲) کاربرد غیرمصرفی آب^{۲۲} شامل:

(a) جریان‌های قابل بازیافت^{۲۳} (آب بازگشت شده به رودخانه یا آبخوان‌ها برای استفاده مجدد)

(b) جریان‌های غیرقابل بازیافت^{۲۴} (آب جاری شده به دریاها و یا سایر استفاده‌های اقتصادی که دیگر آب قابل بازیافت نیست)

(۳) تغییرات در ذخیره سیستم

بنابراین در ارزیابی هر راهکار مقدار عوامل بیلان فوق در قبل و بعد از اعمال راهکار باید تعیین شده تا از توصیف و تعیین اثرات راهکار اطمینان حاصل شود در غیراین صورت توصیف‌ها و تجزیه و تحلیل‌های بخشی و جزئی گمراه کننده خواهد بود که نمونه‌هایی از آن‌ها در ادامه ارائه شده است.

بیشتر راهکارها و تمهیدات برای مواجهه با کمبود آب بر روی گزینه‌های فنی تکیه نموده است که می‌تواند راندمان^{۲۵} توزیع فیزیکی آب (کاهش تلفات) و یا بهبود بهره‌وری آب توزیع شده به بهره‌برداران (محصول در برابر قطره آب) را افزایش دهد. به عنوان مثال راندمان کل آبیاری که به‌طور معمول نسبت آب ذخیره شده در منطقه ریشه، آب مصرف شده توسط گیاه و آب به‌کار برده شده در پروژه می‌باشد و مقدار آن معمولاً کمتر از ۴۰ درصد است تعبیر و تفسیر عمومی آن به صورت ۶۰ درصد

آب تلف شده می‌باشد. بنابراین با اعمال راهکارهایی نظیر پوشش کانال و فعالیت‌های بهبود مدیریت آب مزرعه (نظیر کاربرد آبیاری‌های قطره‌ای و بارانی و تسطیح و غیره) می‌توان مقدار زیادی از آب را "صرفه‌جویی" نمود. اگر این سناریو در چارچوب حسابداری آب بالا (معادله بیلان) دیده شود تا زمانی که مشخص نشود به ظاهر تلفات آب کجا می‌روند نمی‌توان در مورد مقدار آب صرفه‌جویی شده قضاوت نمود. به‌عنوان نمونه تلفات نفوذ عمقی از یک سامانه آبیاری ناکارآمد (مولفه 2a از معادله فوق) منبع تغذیه آبخوان‌ها به‌شمار می‌رود. اگر بخش کشاورزی سطح زیر کشت را گسترش دهد (مصرف مفید آب (مولفه 1a) را افزایش دهد) این عمل نفوذ عمقی به یک آبخوان قابل برداشت و یا جریان قابل برگشت را کاهش می‌دهد. در این شرایط مصرف محلی آب افزایش یافته و سایر مصرف‌کنندگان (مکانی) در طول سال آب کمتری خواهند داشت. مطالب ارائه شده به‌معنی توصیه به یک آبیاری ناکارآمد و راندمان پایین نیست بلکه ایجاد شفافیت و توجه به مسائل در هنگام گزارش ارزیابی اثرات فیزیکی کاربرد فناوری‌های نوین آبیاری برای صرفه‌جویی آب است. بنابراین با مخالفت طرفداران آبیاری قطره‌ای، با استفاده از نظریه "استفاده از آبیاری قطره‌ای دو برابر شدن سطح زیر کشت را به‌دنبال دارد" که این‌گونه بیان و تفسیر می‌شود: "باتوسعه سامانه‌های آبیاری و دو برابر شدن سهم آب تحویلی به مزرعه که تمام آن مصرف شده است" می‌توان به این نتیجه دست یافت که مقدار جریان‌های بازگشتی به محیط‌زیست و سایر مصارف، کاهش خواهد یافت.

در زمینه بهبود بهره‌وری فیزیکی آب^{۲۶} (WP) چشم‌انداز و

بحث و بررسی مطالعات موردی

در حوضه آبریز^{۲۸} Hai کشور چین بررسی داده‌های ۵۰ ساله اخیر در خصوص میزان افت آب زیرزمینی و همچنین پمپاژ از آن نشان داده است، با آنکه حجم آب پمپاژ شده به‌طور مداوم از اواسط سال ۱۹۷۰ کاهش یافته اما افت آب زیرزمینی تقریباً با نرخ ثابتی ادامه داشته است. بخشی از توضیح این امر به این دلیل است که دولت و کشاورزان به میزان زیادی بر روی فناوری بهبود آبیاری سرمایه‌گذاری کردند لذا بخش زیادی از آب برداشت شده مصرف شده است (تبخیر شده). به عبارت دیگر مصرف واقعی آب ثابت مانده و یا حتی افزایش یافته است در حالی که آب به کار برده شده در سطح مزرعه (متر مکعب در هکتار) کاهش یافته است. بنابراین به جای مدیریت آب باید به مدیریت ET پرداخته شود تا بیلان واقعی آب منطقه مشخص و

اثرگذاری خوبی برای روش‌های افزایش آن مانند کم‌آبیاری و آبیاری تکمیلی وجود نداشته، بنابراین این روش‌ها برای همه محصولات و در تمامی مناطق توصیه نمی‌شود. در مجموع برای یک محصول و اقلیم معین، افزایش عملکرد مستقیماً با افزایش آب مصرف شده مرتبط بوده و برای اکثر گیاهان زراعی WP (kg/m^3) وقتی حداکثر خواهد بود که آب مصرف شده واقعی (ET) (به‌خصوص T) و عملکرد در هکتار در حداکثر مقدار خود باشند. سایر مصارف آب یعنی (مصرف غیر سودمند) در شرایطی مانند تبخیر از سطح خاک مرطوب یا اندام هوایی گیاه-E غیر قابل اجتناب بوده و بخش و نسبت کوچکی از کل آب مصرفی گیاه (وقتی که تعرق گیاهی T در حد ماکزیمم خود در این شرایط است) را تشکیل می‌دهد (Perry و همکاران، ۲۰۱۷). به عبارت دیگر افزایش بهره‌وری آب الزاماً به صرفه‌جویی واقعی آب ممکن است منتهی نشود! یعنی در شرایط بیشینه شدن بهره‌وری آب، مصرف واقعی گیاه (ET) و به‌طور عمده T بالاتر رفته و برخلاف کاهش مخرج کسر بهره‌وری توسط روش‌های مدیریت آب در مزرعه (کاربرد فناوری‌های پیشرفته آبیاری، کاهش به اصطلاح تلفات آب و غیره) "مصرف مفید"^{۲۷} آب بالا بوده و سهم عمده‌ای از مولفه‌های بیلان آب مزرعه را تشکیل داده است، در این حالت ممکن است صرفه‌جویی واقعی آب به وقوع نپیوندد.

در مجموع Perry و همکاران (۲۰۱۷) دو اصل کلی زیر را در تحلیل و ارزیابی اثرات تغییرات در فناوری آبیاری پیشنهاد می‌کنند: ۱- حسابداری آب باید تغییرات مصرف آب و اثرات بر جریان‌های بازگشتی را گزارش نماید ۲- افزایش در عملکرد باید با تغییرات در مصرف واقعی آب گیاه ارتباط داده شود.

متعادل شود. Perry و همکاران (۲۰۱۷) پیشنهاد می‌نمایند برای تعادل سفره آب زیرزمینی منطقه باید مصرف واقعی آب (ET) ناشی از آبیاری محصولات کشاورزی به میزان ۲۰٪ کاهش یابد و برای کاهش ET راهکارهایی نظیر تغییر الگوی کشت و کاهش سطح زیر کشت اراضی را پیشنهاد نموده است. در روش‌های به-زراعی و روش‌هایی که منجر به کاهش مصرف آب در کشاورزی می‌شوند (نظیر استفاده از خاک پوشه (مالچ)، تغییر الگوی کشت، کم‌آبیاری و تغییر ارقام گیاهی) در مقابل کمبود شدید منابع آب در حوضه آبریز Hai پاسخگو نبوده و باید سطح زیر کشت و تولید غلات در منطقه کاهش یابد تا از این طریق آب‌های زیرزمینی منطقه به تعادل برسند. از نظر کشاورزان راهکارهای به-زراعی مانند استفاده از مالچ به دلیل افزایش عملکرد و تولید مقبول‌تر می‌باشد. اما راهکارهایی نظیر کم‌آبیاری کمتر با وجود اینکه به مدیریت و تلاش زیاد نیاز

دارد، برای آن‌ها مورد تأیید است.

تعدادی از تحقیقات انجام شده در کشور هندوستان بیانگر آن است که شواهد کمی وجود دارد که راهکارهای به‌کارگرفته شده برای صرفه‌جویی آب و یا افزایش بهره‌وری آب منجر به کاهش ET به معنای واقعی شده باشد و وقتی می‌توان به صرفه‌جویی آب در حد بهینه دست یافت که در تاریخ کشت تغییراتی ایجاد شده و ارقام گیاهی با طول دوره رشد کوتاه کشت شوند (Perry و همکاران، ۲۰۱۷). در منطقه شمال غربی هندوستان بیش از ۹۰٪ اراضی با سیستم تناوب زراعی برنج-گندم برای جبران بخشی از نیاز آبی خود از آب‌های زیرزمینی استفاده می‌نمایند. در این مناطق افزایش راندمان آبیاری از طریق کاهش تلفات نفوذ عمقی (که فرض شده به آب‌های زیرزمینی می‌پیوندد) به صرفه‌جویی آب کمک نکرده و از افت آب زیرزمینی جلوگیری نمی‌کند. در این مناطق ضروری است فناوری‌هایی که منجر به کاهش ET می‌شود و مقدار محصول تولید شده به‌ازای آب مصرفی (به شکل ET) را افزایش می‌دهند به‌کارگرفته شوند. بهترین فناوری‌های رسیدن به این اهداف شامل فناوری‌های به-زراعی کشت دیر هنگام نشاء برنج

چالش افزایش بهره‌وری آب برای صرفه‌جویی واقعی آب؟!

در شرایط فعلی رویکرد دستگاه‌های اجرایی کشور (نظیر وزارت جهاد کشاورزی و وزارت نیرو) صرفاً بر افزایش بهره‌وری آب متکی است. این سیاست که بر اساس منابع علمی نظیر تحقیقات موسسه بین‌المللی مدیریت آب^{۲۹} و فائو تعریف شده است ممکن است الزاماً به صرفه‌جویی واقعی آب منتهی نشود. محاسبه شاخص بهره‌وری آب در کشور از تقسیم عملکرد محصول بر حجم آب به‌کار برده شده (خالص یا ناخالص) که همان آب منحرف شده به سیستم (اصطلاحاً آب برداشت شده^{۳۰}) می‌باشد، حاصل می‌شود. در حالی که بخشی از آب صرف تبخیر و تعرق (ET) همان مصرف واقعی^{۳۱} می‌شود، مابقی الزاماً به معنی تلفات نبوده و می‌تواند مجدداً به سیستم باز گردد. بر اساس فائو (Perry و همکاران، ۲۰۱۷) در شرایط بحران آب و به‌منظور رسیدن به صرفه‌جویی واقعی آب باید مقدار محصول به‌ازا تبخیر و تعرق حاصل شده را محاسبه کرد. در صورت محاسبه شاخص بهره‌وری آب با این روش محاسبه (قرار دادن ET در مخرج کسر بهره‌وری آب) می‌توان در خصوص اثرگذاری راهکارهای صرفه‌جویی آب (نظیر کاربرد سامانه‌های آبیاری به اصطلاح صرفه-جو، نظیر آبیاری‌های تحت فشار و غیره) قضاوت نمود و اقدامات را بایکدیگر مقایسه کرد. تبخیر و تعرق نشان‌دهنده تلفات آب از سطح خاک است که

و استفاده از ارقام برنج با دوره رشد کوتاه می‌باشد. در این منطقه ترویج جایگزینی کشت برنج با گیاهانی که میزان ET پایین‌تری دارند خیلی امید بخش نیست. بر اساس گزارشات کاربرد مالچ بقایای برنج اثرات مثبتی بر روی کاهش تبخیر و تعرق از سطح خاک در اراضی گندم آبی در منطقه پنجاب هندوستان داشته است.

در فناوری‌های آبیاری آب به‌طور دقیق به پای گیاه داده می‌شود که منجر به کاهش تبخیر غیرمثمر خواهد شد. این نظریه درباره کاربرد این فناوری‌ها در باغات و تاکستان‌ها که فاصله ردیف‌های بین گیاه زیاد است، نسبتاً صادق است؛ اما ممکن است در مورد گیاهان زراعی با تراکم زیاد (نظیر گندم) این‌گونه نباشد. در شرایط کشت‌های با تراکم زیاد تاج گیاه به سرعت رشد نموده و فاصله ردیف‌ها را پر کرده و کاهش تبخیر در بین ردیف‌ها با افزایش تعرق گیاه (ناشی از رشد بالای گیاه) جبران می‌شود. بنابراین تبخیر از سطح خاک خیس (ES) بخش غیرمثمر تبخیر و تعرق (ET) است. کاهش ES بر میزان آب موجود برای تعرق (T) (بخش مثمر ET) اثرگذار خواهد بود (حیدری و دهقانان، ۱۳۹۷).

طی دو فرآیند جداگانه صورت می‌گیرد (تبخیر از سطح خاک^{۳۲} و تعرق توسط گیاه^{۳۳}) برای مصرف بهینه آب در آبیاری اولین و اساسی‌ترین گام تعیین دقیق نیاز آبی گیاهان می‌باشد. این نیاز از طریق محاسبه تبخیر و تعرق پتانسیل و ضرب نتیجه به‌دست آمده در ضریب گیاهی^{۳۴} (Kc) مربوطه انجام می‌شود. روش پنمن مانیتیس فائو (FAO ۵۶، ۱۹۹۸) از جمله روش‌هایی است که به‌عنوان یکی از روش‌های استاندارد محاسبه نیاز آبی توصیه شده است (نجفی، ۱۳۸۸). در حوضه‌های آبریز دو پدیده تبخیر از سطح مرطوب خاک و تعرق از سطح گیاهان را نمی‌توان از همدیگر مجزا ساخت بنابراین غالباً این دو فرآیند توأم با یکدیگر و به نام تبخیر-تعرق^{۳۵} توصیف می‌شوند. تقریباً نیمی از آبی که وارد خاک می‌شود دوباره از طریق فرآیند تبخیر-تعرق به جو زمین بازگردانده می‌شود. این نظریه بیان می‌کند که تفکیک تبخیر (E) و تعرق (R) از یکدیگر در عمل امکان‌پذیر نمی‌باشد اما برخی از محققین تبخیر و تعرق را به‌صورت جداگانه تخمین زدند. از جمله کارهای شاخص انجام شده در این زمینه می‌توان به نشریه FAO ۵۶ (۱۹۹۸) و نرم‌افزار آکواکراپ^{۳۶} اشاره نمود (نجفی، ۱۳۸۸). در این دو روش پس از محاسبه تبخیر و تعرق پتانسیل، تفکیک اثرات ناشی از تبخیر از سطح خاک و تعرق از سطح پوشش گیاهی بر روی ضریب گیاهی Kc انجام شد (نجفی، ۱۳۸۸).

راهکارهای بهبود بهره‌وری آب کشاورزی، جدا سازی تعرق (T)

از تبخیر (E) و مشخص نمودن سهم هریک از این مولفه‌ها به‌خصوص در شرایط کم‌آبی یکی از مسائل مهم و قابل توجه می‌باشد. طی سال‌های ۲۰۰۷ الی ۲۰۱۲ میلادی در هفت کشور جهان (نظیر چین و مراکش) از فناوری کاربرد ایزوتوپ برای جداسازی مولفه‌های تبخیر از سطح خاک و تعرق گیاهی گندم زمستانه کشت شده با روش‌های آبیاری مختلف و تحت شرایط اقلیمی متنوع استفاده شده است. بر اساس نتایج این تحقیقات در شمال کشور چین تبخیر به‌طور متوسط ۳۰ درصد تلفات آب آبیاری در طول دوره رشد محصول را شامل می‌شد. لازم به ذکر است این میزان از تبخیر در مراحل مختلف رشد متفاوت بوده و ۶۸ درصد از آن در طی دوره‌ای که پوشش گیاهی هنوز کامل نشده بود بالغ شده است (Heng و همکاران، ۲۰۱۴). نتایج تحقیقات Heng و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد استفاده از روش کم‌آبیاری و بهبود برنامه آبیاری نسبت به روش آبیاری کامل می‌تواند تلفات تبخیر از سطح خاک را به میزان ۱۰-۳۰ درصد از کل تلفات آب کاهش دهد. بر اساس نتایج پایلوت کشور مراکش سهم تعرق از کل تبخیر و تعرق (ET) برابر ۷۳ درصد بود. جدا کردن مولفه تبخیر از تعرق^۳ از این جهت حائز اهمیت است که با افزایش عملکرد محصول (افزایش صورت کسر بهره‌وری آب) میزان تعرق (از مولفه‌های مخرج کسر بهره‌وری) به همان نسبت افزایش خواهد یافت. شاید در کاربرد بعضی از سامانه‌های آبیاری با هدف افزایش عملکرد محصول، با وجود کاهش ظاهری مصرف آب و افزایش بهره‌وری آب به صرفه‌جویی بیشتر آب منجر نشود که نمونه‌ای از آن کاربرد سامانه‌های آبیاری قطره‌ای زیرسطحی می‌باشد. راندمان آبیاری در این نوع سیستم ۱۰۰ درصد بوده است و تلفات تبخیر از سطح خاک تقریباً ناچیز می‌باشد و مصرف آب در حد تعرق گیاه است. اما با افزایش چندین برابری عملکرد در این سیستم و به تناسب آن افزایش چندین برابری تعرق گیاهی ممکن است مصرف آب در مقیاس وسیع تغییری نکرده باشد و صرفاً تولید ماده گیاهی (بیوماس) (با صرف انرژی بیشتر جهت پمپاژ آب در مقایسه با روش آبیاری سطحی) در این حالت افزایش یافته باشد.

نتیجه‌گیری و پیشنهادات

اولین شرط در راه تحقق صرفه‌جویی واقعی آب شناخت و فهم درست از تعاریف و تعابیر در زمینه استفاده پایدار از آب است، یعنی از واژه‌های درست و دارای مفهوم (غیرمبهم) استفاده شود. در قدم اول باید بین "کاربرد آب" و "مصرف آب" تفاوت قائل شد. برای شناخت و انتخاب راهکارهای فنی و اقتصادی مؤثر بر روی مدیریت تقاضا و مصرف آب در هر حوضه آبریز باید یک سیستم و چارچوب منظم "حسابداری

آب" برقرار شود. به‌جای توجه زیاد به توسعه آبیاری تحت فشار در کشور باید به سایر روش‌های به-زراعی کاهش دهنده مصرف آب (ET) در کشاورزی (نظیر کاربرد انواع مالچ‌ها و کشاورزی حفاظتی، رعایت تناوب زراعی مناسب و...) توجه بیشتری شود.

در شرایط بحران آب و به‌منظور رسیدن به صرفه‌جویی واقعی آب باید معیار بهره‌وری آب مبتنی بر عملکرد تولیدی به‌ازای آب کاربردی در مزرعه به معیار بهره‌وری آب مبتنی بر تولید به ازای تبخیر و تعرق گیاه (Kg/ET) تغییر یابد. در صورت محاسبه شاخص بهره‌وری آب با این روش می‌توان در خصوص اثرگذاری راهکارهای صرفه‌جویی آب (کاربرد سامانه‌های آبیاری صرفه‌جو مانند آبیاری‌های تحت فشار و غیره) قضاوت نمود و راهکارها و اقدامات فنی و مدیریتی مختلف را بایکدیگر مقایسه کرد.

پی‌نوشت

- 1- Chris Perry
- 2- International Water Management Institute
- 3- Water Diversion
- 4- Water Consumption
- 5-Use
- 6-Consume
- 7-Remove
- 8-Context
- 9-Food and Agriculture Organization (FAO)
- 10-Does Improved Irrigation Technology Save Water
A Review of The Evidence
- 11- High-Tec
- 12- Absence of Control Of Quotas
- 13- Near East and North Africa (NENA)
- 14- Water Accounting
- 15- Using Water
- 16- Consuming water
- 17- Losses
- 18- Water Use
- 19- Consumptive Use
- 20- Beneficial Consumption
- 21- Non-Beneficial Consumption
- 22- Non Consumptive Use
- 23- Recoverable Flows
- 24- Non-Recoverable Flows

- http://agromet.blogfa.com/post-184.aspx. ۱۳۸۸. م. ج. نجفی،
- FAO 56. 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO irrigation drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Heng L., Nguyen L., Gong D., Mei X. and Amenzou N. 2014. Separating soil evaporation and crop transpiration to improve crop water use efficiency. Geophysical Research Abstracts, 16: 1934-2014.
- Perry C. 2007. Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. Irrigation and Drainage-Wiley Inter science, 56: 367-378.
- Perry C., Steduto P., Allen R.G., Burt. and C.M. 2009. Increasing productivity in irrigated agriculture: agronomic constraints and hydrological realities. Agricultural Water Management, 96: 1517-1524.
- Perry C. 2011. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production Agricultural Water Management, 98: 1840-1846.
- Perry C., Steduto P. and Karajeh F. 2017. Does improved irrigation technology save water?: A review of the evidence. Book, Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO), CAIRO, 1-57.

- 25- Efficiency
- 26- Bio-Physical Water Productivity (WP)
- 27- Beneficial Consumption
- 28- Hai
- 29- International Water Management Institute (IWMI)
- 30- Withdrawal
- 31- Depletion
- 32- Evaporation
- 33- Transpiration
- 34- Crop Coefficient
- 35- Evapotranspiration
- 36- AquaCrop

۳۷- در خصوص موضوع مهم تبخیر و تعرق گیاهی و جدا نمودن مولفه‌های تبخیر از تعرق در تیمارهای مدیریت آب، کار تحقیقاتی زیادی در کشور و حتی جهان انجام نشده است. توجه به این اولویت تحقیقاتی از نظر جهت‌گیری سیاست‌های اجرایی و تحقیقاتی کشور برای رسیدن به هدف صرفه‌جویی واقعی آب حائز اهمیت است.

منابع

حیدری، ن. و دهقانان س.ا. ۱۳۹۷. بررسی اثرات تغییر اقلیم بر بخش کشاورزی: از دیدگاه مدیریت منابع آب. گزارش پژوهشی، موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی.



نشر مجلات علمی- حرفه‌ای (علمی- ترویجی) راه‌کاری موثر در افزایش روزآمدی دانش مهندسان می‌باشد. علیرغم اینکه در کشور ما در زمینه علوم آب منابع اطلاع‌رسانی و مجلات متعددی وجود دارد اما جایگاه نشریاتی که بتوانند تجربیات کاربردی دست‌اندرکاران را به روشی علمی به نظر سایر کارشناسان برسانند خالی است.

هدف این نشریه کمک به بهبود روش‌های اجرایی در عرصه مهندسی آب از طریق انتشار تجربیات موفق اجرایی و نتایج تحقیقات کاربردی است. در این راستا این نشریه به صورت هدفمند، در مراکز علمی و اجرایی تأثیرگذار و مرتبط با بخش آب در سراسر کشور توزیع می‌گردد. این مراکز عبارتند از:

- o استانداری‌ها
- o شرکت مدیریت منابع آب کشور
- o کلیه شرکت‌های آب منطقه‌ای کشور
- o شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور
- o کلیه شرکت‌های آب و فاضلاب شهری و روستایی
- o پژوهشکده‌ها و مراکز تحقیقاتی مرتبط با بخش آب
- o اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان‌ها
- o اداره کل حفاظت محیط زیست استان‌ها
- o دفاتر مدیریت آب و خاک و فنی مهندسی جهاد کشاورزی استان‌ها
- o شرکت‌های مشاور در رشته آب دارای رتبه‌های یک و دو

- o پیمانکاران مرتبط با رشته آب دارای رتبه‌های یک تا سه
- o شرکت شهرک‌های صنعتی استان‌ها
- o کارخانجات تولیدکننده تجهیزات مرتبط با صنعت آب و فاضلاب
- o گروه‌های مهندسی عمران، منابع طبیعی، کشاورزی و بهداشت در دانشگاه‌ها و کتابخانه‌های آن‌ها

دامنه موضوعی نشریه محدود به کاربردهای آب در صنعت، شهر و کشاورزی و نیز رابطه متقابل آنها با منابع آب، از دیدگاه علمی- کاربردی خواهد بود. بر این اساس، محتوای موضوعی مقالات در این نشریه شامل: ۱- آب، اقتصاد و مدیریت ۲- کیفیت آب و فاضلاب ۳- انتقال آب و سازه‌های آبی ۴- آبیاری و کشاورزی ۵- منابع آب سطحی ۶- منابع آب زیرزمینی ۷- مدیریت منابع آب خواهد بود.

همچنین مقاله می‌تواند در یکی از انواع جدول زیر ارائه شود. چارچوب مقالات مطالعه موردی: این گروه از مقالات با ساختار مقاله علمی پژوهشی (عنوان، چکیده فارسی و واژه‌های کلیدی به زبان فارسی و انگلیسی، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج و بحث، نتیجه‌گیری، پیشنهادات کاربردی و منابع) ارائه شوند.

چارچوب سایر انواع: این گروه از مقالات شامل عنوان، چکیده فارسی و واژه‌های کلیدی به زبان فارسی و انگلیسی، مقدمه در شروع و جمع‌بندی و پیشنهادات کاربردی در انتها می‌باشند. عناوین دیگر در بدنه مقاله به انتخاب نویسنده گذاشته می‌شود.

نوع مقاله	قالب مقاله	توضیحات
انتقال مفاهیم	(مقاله کامل یا کوتاه / داخلی / ترجمه)	معرفی یک مفهوم که تاکنون در کشور به درستی یا اصلاً معرفی نشده است.
معرفی تکنولوژی، روش و ابزار	(مقاله کامل / داخلی / ترجمه)	۱- معرفی تکنولوژی و روش برای اولین بار در کشور (مطالعه موردی می‌تواند یکی از انواع این نوع مقاله باشد) ۲- معرفی یک وسیله/ مدل کاربردی برای حل مسائل مدیریتی/ مهندسی آب (مدل‌ها، نرم افزارها، سامانه‌ها و ...). موضوعات این نوع مقالات در حوزه کاربرد چالش برانگیز/ موردنیاز است.
انتقال تجربه	(مقاله کامل یا کوتاه / داخلی / ترجمه)	۱- معرفی یک روش عملی/ اجرایی/ اداری که نتایج مطلوبی در پی داشته است. تجربه‌های کسب شده توسط سازمان‌ها، دستگاه‌های اجرایی یا مشاورین می‌تواند از این نوع باشد. ۲- بررسی کارایی روش در شرایط خاص ضمن مقایسه با نتایج پیشین. (نتیجه یک تحقیق کاربردی/ مطالعه موردی می‌تواند از این نوع باشد)
مروری	مقاله کامل (داخلی / ترجمه)	یک موضوع خاص مورد توجه وسیع قرار می‌گیرد و کلیه مسائل (روش‌ها/ مزایا و معایب آنها) مرور می‌شود. موضوعات این نوع مقالات بایستی در حوزه کاربرد چالش برانگیز/ مورد نیاز باشد.
یادداشت فنی	داخلی / ترجمه	۱- طرح موضوع/ چالش/ سؤال و سپس ارائه فرضیه یا راه حل فرضی ۲- نقد مقالات چاپ شده قبلی

راهنمای نگارش مقاله



- متن مقاله لازم است در محیط Word در ابعاد A4 با ۲/۵ سانتی‌متر حاشیه از هر چهار طرف به صورت یک ستونه و با قلم Adobe Arabic اندازه ۱۴ و فاصله خطوط ۱/۱۵ حداکثر در ۱۰ صفحه نگاشته شود. همه عناوین موجود در متن مقاله از جمله چکیده، مقدمه و ... نیز با همین قلم ولی Bold باشند.
- عنوان مقاله در وسط صفحه اول نوشته شود. عنوان مقاله باید کوتاه

- و روان بوده و از ۱۵ واژه تجاوز نکند. ابتدای واژه‌های اصلی عنوان انگلیسی مقاله با حروف بزرگ (Capital) نوشته شود.
- چکیده باید در عین مختصر بودن، به روشنی گویای محتوای مقاله باشد و با تأکید بر روش‌ها، نتایج و اهمیت کاربرد آن بوده و در آن از کلمات اختصاری مبهم استفاده نشود. متن چکیده از ۲۵۰ کلمه تجاوز نکرده و تمام آن در یک پاراگراف نوشته شود. چکیده انگلیسی باید

۱. مقالات: نگارنده گان. سال. عنوان مقاله. عنوان مجله، جلد (شماره) مجله: شماره صفحات.

قهرمان، ب.، حسینی، س.م. و عسگری، ح.ر. ۱۳۸۲. کاربرد زمین آمار در ارزیابی شبکه‌های پایش کیفی آب زیرزمینی. نشریه علمی-پژوهشی امیرکبیر (مهندسی عمران و گرایش‌های وابسته)، ۱۴ (۵۵-۵): ۹۷۱-۹۸۱.

Sparks D.L., Thompson H.A. and Gupta H.V. 2009. Visible changes in macro mica particles that occur with nickel depletion. *Water, Air and Soil Pollution*, 31: 217-230.

۲. کتب: نگارنده (گان). سال. عنوان کتاب. جلد. انتشارات. نوبت چاپ. شهر، کشور.

علیزاده، ا. ۱۳۸۵. طراحی سیستم‌های آبیاری. جلد ۱: طراحی سیستم‌های آبیاری سطحی. دانشگاه امام رضا (ع). مشهد.

Lindsay W.L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley & Sons, New York.

۳. همایش‌ها: نگارنده گان. سال. عنوان مقاله. عنوان همایش. محل همایش، شهر، کشور.

Berrada B. 2004. Options for water management during drought. In E.D. Martin (ed.) *Proceedings of the 4th Annual Four Corners Irrigation Workshop*, 8-10 Jul. 2004. Soil and Water Conserv. Soc., New Mexico, USA. (p. 29-37)

ایزدی، ع.، علیزاده، ا.، داوری، ک. و قهرمان، ب. ۱۳۸۶. مدیریت منابع آب‌های زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشک (مطالعه موردی: دشت نیشابور). نهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران.

۴. درگاه الکترونیکی (Web site): نام. آدرس وبگاه. تاریخ بازدید.

<http://www.informaworld.com/content/Ua/V.24-2-2004/article9.htm> (visited 5 September 2010).

۵. منابع بی‌نام: در صورت عدم وجود نام شخص یا اشخاص حقیقی به عنوان نویسنده باید از نام شخص حقوقی (نام سازمان) استفاده شود.

- همراه هر مقاله یک صفحه جداگانه که در آن عنوان کامل مقاله، تاریخ و محل انجام تحقیق، نام، نام خانوادگی، محل خدمت، مدرک تحصیلی، رتبه علمی نویسنده یا نویسندگان و همچنین آدرس پستی، ایمیل، تلفن ثابت و همراه نویسنده مسئول ارسال گردد.
- فایل اسکن شده تعهدنامه در سامانه نشریه بارگذاری شود.
- مقاله‌ای که فرمت نشریه را دارا نباشد و یا فایل تعهدنامه امضا شده ارسال نشده باشد، در جلسه هیأت تحریریه نشریه مطرح نمی‌شود.
- مقاله نباید در هیچ یک از نشریات کشور به چاپ رسیده یا همزمان برای مجلات دیگر ارسال شده باشد.
- پس از طی مراحل داوری مقاله، اصلاحات احتمالی به اطلاع نگارنده مسئول می‌رسد و پس از انجام اصلاحات مورد نظر داوران، بایستی فایل مقاله در سامانه نشریه بارگذاری شود.
- پس از طی مراحل داوری مقالات، ایرادات فنی مقاله توسط سردبیر بررسی می‌شود و پذیرش مقاله منوط به رفع این اشکالات است.
- در صورتیکه مقاله برای چاپ پذیرفته نشود، به نویسنده اطلاع داده خواهد شد.
- نشریه در رد یا قبول و حک و اصلاح مقاله تا قبل از تأیید توسط سردبیر آزاد است.

ترجمه کامل چکیده فارسی باشد.

- واژه‌های کلیدی حداکثر ۵ کلمه و بعد از متن چکیده‌های فارسی و انگلیسی نوشته شود.
- مقدمه باید شامل اطلاعات مربوط به سابقه کار، توجیه اهمیت تحقیق و هدف بررسی باشد.
- مواد و روش‌ها باید به طور مشخص و روشن بیان شود. اگر روش تحقیق از یک منبع گرفته شده فقط به ذکر مأخذ اکتفا شود. همچنین از شرح کامل روش‌های اقتباس شده خودداری کرده و به ذکر منابع آن بسنده شود.
- نتایج و بحث باید شامل تجزیه و تحلیل نتایج بدست آمده در ارتباط با کار تحقیق مورد نظر باشد. عنوان جدول در بالا و با فرمت وسط چین نوشته و گویای نتایج مندرج در آن باشد. هر جدول با یک خط افقی از عنوان آن و سر جدول با یک خط افقی از متن جدول جدا و در زیر متن جدول نیز یک خط افقی کشیده شود. در صورت لزوم می‌توان برای تقسیم سر جدول از خطوط افقی در داخل کادر سر جدول استفاده کرد. از کشیدن هر گونه خط عمودی در جدول خودداری شود.
- عنوان شکل در پایین و با فرمت وسط چین نوشته و معرف محتوای ارایه شده در آن باشد. از اعداد انگلیسی در محورهای افقی و عمودی در شکل‌ها استفاده شود. تمامی نمودارها نیز با عنوان شکل ارائه شوند.
- عناوین اشکال و جداول با فونت متن به اندازه ۲ واحد کوچکتر به صورت شکل ۱- نوشته شود.
- در صورت استفاده از نمودار، اشکال و تصاویر در مقاله، باید فایل اصلی آنها نیز به همراه مقاله ارسال شود.
- منابع مورد استفاده باید شامل جدیدترین اطلاعات در زمینه کار مورد نظر باشد. فهرست منابع به ترتیب حروف الفبای نام خانوادگی نویسندگان مقاله مرتب شود. وقتی از چند اثر مختلف یک نویسنده استفاده می‌شود ترتیب شماره‌گذاری این مقاله‌ها بر حسب سال انتشار آنها (از قدیم به جدید) انجام گیرد. در فهرست منابع ابتدا منابع فارسی و در ادامه آن، منابع خارجی نیز ارائه شود.
- منابع موجود در متن مقاله با استفاده از روش نام و سال در داخل پرانتز (افتخاری، ۱۳۸۵) و اسامی بیشتر از دو نفر همراه با واژه همکاران (افتخاری و همکاران، ۱۳۸۵) ذکر شود. کلیه اسامی لاتین اشخاص در متن به صورت انگلیسی نوشته شود (Argue, ۲۰۰۴).
- در متن مقاله تا حد امکان از نوشتن کلمات غیرفارسی خودداری شود (در صورت نیاز استفاده از پاورقی مجاز است).
- دستورهای نقطه‌گذاری (Punctuation) در نوشتار متن رعایت شود. مثلاً گذاشتن فاصله قبل از نقطه (.) و کاما (,) و علامت سوال (?) لازم نیست، ولی بعد از آنها، درج یک فاصله لازم است.
- واحدهای اندازه‌گیری بر اساس سیستم SI گزارش شوند.
- در صورت نیاز، بخش‌های سپاسگزاری و پیشنهادات می‌توانند به صورت خلاصه به متن مقاله اضافه شوند.
- پی‌نوشت: شامل برابر نهادهای لاتین و توضیحات ضروری درباره اصطلاحات و مطالب مقاله، باید به ترتیب با شماره در متن و با عنوان پی‌نوشت در انتهای مقاله، قبل از منابع درج گردد.
- از قالب‌های زیر برای ارایه فهرست منابع استفاده شود (پاراگراف مربوط به هر یک از منابع دارای فرمت بیرون آمدگی سطر اول (Hanging) باشد:



تعریف و عملیاتی شدن کارگروه تدبیر آب مشهد و همچنین پیگیری شکل‌گیری شورای هماهنگی مدیریت به هم پیوسته حوضه آبریز کشف‌رود، دو اقدام اساسی در این حوزه است. همچنین در حوزه فناوری‌های آب، طی ۴ سال اخیر دانشگاه فردوسی مشهد به این دغدغه و ضرورت توجه نموده است. جدول زیر خلاصه‌ای از اقداماتی است که با همکاری دانشگاه فردوسی مشهد در راستای گذر از مشکل کم‌آبی شهر مشهد انجام شده است.

خلاصه‌ای از اقدامات برای گذر از بحران آب

فناوری	اجماع‌سازی
شتاب در توسعه فناوری‌های نوین	شب‌های آب: برگزاری ۹ شب آب از سال ۱۳۹۱
رویداد اول: شهریور ۱۳۹۶ - برگزاری اولین جشنواره ملی فناوری‌های آب	تدبیر آب: در سال ۱۳۹۳ با ۴۸۰۰ نفر ماه
رویداد دوم: آذر ۱۳۹۷ - برگزاری دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب	تشکیل شورای هماهنگی حوضه آبریز

فناوری و دانشگاه فردوسی مشهد، غرفه‌ها و طرح‌های برتر را باتوجه به معیارهای خود انتخاب و به برگزیدگان جوایزی را در مراسم اختتامیه جشنواره اهدا نمودند. همچنین، تعداد ۶ نفر از مخترعان توسط ارزیابان معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری (ستاد فناوری آب، خشکسالی، فرسایش و محیط زیست) به عنوان مخترع سطح ۳ شناخته شد و تحت حمایت این نهاد قرار گرفتند.

• بخش‌های جشنواره

دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب در سه بخش فناوری، علمی و فرهنگی-هنری برگزار شده است:

(۱) بخش فناوری این جشنواره دارای چهار قسمت بوده که عبارت‌اند از:

- فن بازار - نمایشگاه تخصصی
- استارت آپ - جشنواره رویش

(۲) بخش علمی: بخش علمی جشنواره دارای چهار قسمت به شرح ذیل است:

- همایش‌های علمی به همراه دریافت مقالات کاربردی و فناوریانه

- نشست‌های تخصصی باتوجه به نیاز ارگان‌های ذی‌ربط

- کارگاه‌های تخصصی در راستای موضوعات جشنواره

- بازدیدهای علمی

کشور ایران با میانگین بارندگی کمتر از یک سوم میانگین بارندگی جهان، یکی از کشورهای مستقر بر روی کمربند خشک کره زمین است. باتوجه به اینکه آب زیرزمینی در کشور تنها منبع آب موجود در بسیاری از نقاط می‌باشد، استفاده بی‌رویه از این منابع افت چشم‌گیری را در سطح سفره‌های آب زیرزمینی ایجاد نموده است. این افت چشم‌گیر، شور شدن سطح سفره‌ها را نیز به همراه دارد؛ به گونه‌ای که در بسیاری از نقاط به‌ویژه استان‌های شرقی کشور آب بسیاری از چاه‌ها به دلیل شور شدن قابل استفاده نیستند. وضعیت کنونی بدون جامع‌نگری، مشارکت، یکپارچگی و هم‌گرایی بخش‌های علمی و اجرایی کشور در حوزه آب، قابل بهبود نخواهد بود. به گونه‌ای که باید به سرعت در مسیر اجماع نخبگانی، اصلاح الگوی مصرف و کاهش اتکا بر منابع آب تجدیدنپذیر و توسعه تکنولوژی‌ها و راهکارهای فناورانه برای زندگی در این محیط کم‌آب گام برداریم.

دانشگاه فردوسی مشهد بنا بر رسالت علمی و اجتماعی خویش از سال ۱۳۹۳ در مسیر ایجاد بسترهایی برای حصول اجماع نخبگان در موضوعات اساسی مدیریت آب در کشور گام برداشته است.

• گزارشی از دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب

اولین جشنواره فناوری‌های آب با اهمیت دادن به موضوع بهره‌وری و بازچرخانی زیر نظر معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری، استانداری خراسان رضوی، بنیاد ملی نخبگان و پارک علم و فناوری استان در شهریور ماه سال ۹۶ باهدف اثربخش نمودن فعالیت‌های نوآورانه و ارتقا سطح و نیز افزایش تعامل بین مراکز دولتی، بخش خصوصی و مراکز آموزشی و پژوهشی به میزبانی دانشگاه فردوسی مشهد برگزار شد.

تجارب ارزنده و استقبال شایسته نخبگان، کارآفرینان و کارشناسان حوزه علوم و مهندسی آب، فاضلاب و کشاورزی در نخستین جشنواره فناوری‌های آب ۱۳۹۶، انگیزه و بستر برگزاری دومین جشنواره فناوری‌های آب در آذر ماه ۱۳۹۷ را تقویت نمود.

در این رویداد ۵۶ مخترع در ۱۰ زمینه علمی مرتبط با آب از چهار استان، ۴۷ شرکت دانش‌بنیان از ۱۳ استان، ۶ شرکت رشد و توسعه دانش، ۱۱ شرکت خدمات فنی و مهندسی و ۱۱ دستگاه اجرایی حضور داشته و محصولات، دستاوردهای علمی و فناوری‌های نوین خود را در زمینه بهره‌وری و بازچرخانی آب در نمایشگاه و سخنرانی‌های این جشنواره ارائه دادند.

باتوجه به مذاکرات صورت گرفته جهت حمایت از برگزیدگان این رویداد ملی، معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری، بنیاد ملی نخبگان، شرکت آب و فاضلاب مشهد، صندوق پژوهش و

کرده و جاذبه و توجیه اقتصادی لازم برای جذب سرمایه‌گذاری‌ها در این حوزه را ایجاد نمایند.

• بیانیه‌های نشست‌های تخصصی

نشست‌های تخصصی و هم‌اندیشی متنوع، محفلی کارآمد و موثر در تبادل اطلاعات، تجارب و آشنایی با چالش‌ها و نارسایی‌ها در مدیریت آب می‌باشد. طی سال‌های گذشته توجه شایانی به تعریف و اجرای هر چه بهتر این نشست‌ها شده است. در ادامه بیانیه‌های ۱۶ نشست تخصصی در دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب که با حضور حداکثری مسئولین، اعضای هیئت‌علمی و مخترعان همراه بود، ارائه شده است. نتایج نشست‌ها حاکی از تمایل، توجه و نیاز گروه‌های مختلف به فناوری‌های حوزه آب است. دبیرخانه جشنواره خود را موظف نموده تا به طور مستمر پاسخ (معقول و مستند) مسئولین به یکایک بندهای این بیانیه‌ها را مطالبه نماید.

۳) بخش فرهنگی: این بخش با عنوان "رویداد بزرگ فرهنگی آب و زندگی" با مشارکت شهرداری مشهد و سایر نهادهای ذی‌ربط به مدت ۶ ماه تا اسفند ماه به‌موازات بخش‌های علمی و فناوری دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب در دو بخش اصلی مسابقه و جشنواره فرهنگی به شرح ذیل انجام شد:

- بخش مسابقه در سه قسمت هنری، رسانه‌ای و فرهنگی
- بخش جشنواره فرهنگی در سه قسمت پویش‌های مردمی، آموزش و هم‌اندیشی، جشن‌ها و مسابقه‌ها.

این بخش جشنواره با این هدف انجام شده است تا هنرمندان، رسانه‌ها، کارشناسان، خانواده‌ها، عالمان دینی، سازمان‌های مردم‌نهاد، مخترعین، مسئولان، نهادهای فناوری، دانشگاهیان، محصلین، اصناف و سایر اقشار بتوانند در فضایی مولد و پویا با محوریت سازمان‌های متولی امور شهری، دانشگاه و همچنین همکاری و مشارکت دستگاه‌های متولی آب و محیط‌زیست، بهینه‌سازی مصرف آب شهری را به یک مطالبه و خواست عمومی تبدیل

بیانیه نشست «اکولوژی صنعتی در سازگاری با کم‌آبی»

- ۱- علی‌رغم برخی از قوانین سازنده (مانند اصل ۵۰ قانون اساسی، قانون هوای پاک)، باز هم محیط‌زیست اسیر صنعت نامتوازن و ناپایدار است. شناخت وضعیت کنونی و چرایی تداوم اثرات مخرب صنعت، اولین اقدام ضروری است.
- ۲- ضروریات و الزامات صنعت و معدن اکولوژیکی باید تدوین و مورد حمایت‌های حقوقی، قضایی، اداری، سیاسی، اقتصادی، مالی، اجتماعی و فرهنگی قرار گیرند و به جد ارزیابی و پایش شوند.
- ۳- صنعت و معدن در صورتی می‌تواند در مکانی حضور یابد که (۱) سازگار با مطالعات آمایش سرزمین و توان اکولوژیکی منطقه، (۲) جانمایی در زنجیره توالی صنایع وابسته، (۳) دارای سیستم تصفیه، بازچرخانی و بازیافت کامل، (۴) بهره‌گیری از جدیدترین و سبزترین دانش‌ها و فناوری‌ها، (۵) رعایت تفکر سیستمی و بوم‌محورانه و (۶) برخوردار از مسئولیت اجتماعی باشد. چنین صنایع و معادنی باید در اولویت بسته حمایتی کلان کشور قرار گیرند.
- ۴- اگر جرایمی صورت می‌گیرد آلوده‌گر یا تخریب‌گر، به‌جای پرداخت فقط هزینه نقدی، باید بیشتر به رفع اثرات تخریب، درمان و بهبود وضعیت و همچنین توانمندسازی جوامع و ساکنان اطراف همت گمارد.
- ۵- کلیه عوارض و جرایم آلودگی یا تخریب محیط‌زیست باید در «صندوق ملی محیط‌زیست» واریز و تسهیلات کم‌بهره برای صنایع و معادن اکولوژیکی و همچنین در جهت توانمندسازی اجتماعی برای همان منطقه صرف شوند.
- ۶- مدیران صنایع و معادن باید تعامل سازنده‌ای با بخش‌های دانشگاهی و پژوهشی و نیز نهادهای مدنی همچون سمن‌های به‌ویژه محیط‌زیستی و اجتماعی داشته باشند. پیشبرد هر گونه

اعضای اصلی نشست: جناب آقای دکتر بخشی مجیبی (مستشار دادگاه تجدیدنظر استان)، جناب آقای دکتر طراوتی (ریاست موسسه زیست محیطی طراوت بهار)، جناب آقای دکتر حسینی (عضو محترم هیات علمی دانشگاه فردوسی)، جناب آقای دکتر عابدی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، سرکار خانم دکتر فراشی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، سرکار خانم دکتر طباطبایی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر کلاهی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای مهندس محمود طباطبایی (عضو جمعیت ناجیان آب)، جناب آقای مهندس پرهیز (رئیس کارگروه آب و محیط‌زیست انجمن مدیران صنایع خراسان رضوی)، جناب آقای مهندس علیخواجه (رئیس پژوهشکده صنایع غذایی شرکت شهرک‌های صنعتی خراسان رضوی)، سرکار خانم مهندس بنایی (عضو جمعیت ناجیان آب)
میهن‌ان مدعو: کشاورزان و ۲۰ نفر از اعضا کارگروه آب و محیط‌زیست از صنایع فلزی، برق و الکترونیک، چرم و صنایع غذایی و ...

با برنامه‌های راهبردی مشخص و بین رشته‌ای جهت تولید اقتصادی انجام شود.

۴- در صورت استفاده از دستاوردهای علمی نوین و مدیریت صحیح می‌توان با بهره‌وری از آب‌های شور در کشاورزی و صنعت کار و ثروت تولید کرده تا از تخلیه روستاها جلوگیری شود.

۵- نظر به سوابق تحقیقاتی در زمینه مطالعات شوری و اقلیم به‌ویژه در ناحیه شرقی کشور، با توجه به خطرات بسیار مهمی که شوری آب‌و خاک در روستاها و اراضی کشاورزی ایجاد کرده است. توصیه می‌شود وزارت خانه‌های کشاورزی و صمت؛ بودجه تحقیقاتی برای ایجاد یک پایلوت تخصصی مطالعات کاربردی شوری با محوریت دانشگاه و مشارکت بخش خصوصی اختصاص دهند.

۶- توجه به اقدامات غیرسازه‌ای در حوزه استفاده از آب‌های نامتعارف (شور و پساب) به‌ویژه در حوزه کشاورزی.

۷- احصا و بهره‌مندی از تجارب بومی کشاورزی شورزیست.

اعضای اصلی نشست: آقای مهندس شریعتمدار (مشاور عالی وزیر جهاد کشاورزی در امور زراعت)، آقای دکتر کافی (رئیس دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس زارع (مشاور وزیر جهاد کشاورزی و مجری طرح سامانه‌های نوین آبیاری)، آقای دکتر ابراهیمی (رئیس ستاد فناوری آب-خشکسالی، فرسایش و محیط زیست در معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری)، آقای دکتر دهقانی (رئیس مرکز ملی تحقیقات شوری)، آقای مهندس صالحی (مدیرعامل موسسه جهاد نصر)، آقای دکتر اعلم‌الهدی (رئیس کارگروه آب ستاد فناوری آب، خشکسالی، فرسایش و محیط زیست در معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری)، آقای مهندس شایانفر (مدیرکل مدیریت بحران استانداری خراسان رضوی)، آقای مهندس بزرگ زاده (مدیر بخش مطالعات شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران)، آقای مهندس دانشگر (مدیرعامل شرکت آب و فاضلاب روستایی استان خراسان رضوی)، آقای مهندس صحرایی (مدیرکل اداره منابع طبیعی و آبخیزداری استان خراسان رضوی)، آقای مهندس مزروعی (رئیس جهاد کشاورزی استان خراسان رضوی)، آقای مهندس کریمیان (مسئول کمیته منطقه‌ای آبیاری و زهکشی و خراسان)، آقای مهندس شریعتی‌مقدم (رئیس کمیسیون کشاورزی و آب اتاق بازرگانی، صنایع، معادن و کشاورزی استان خراسان رضوی)، آقای مهندس حمیدی (رئیس انجمن مدیران صنایع استان خراسان رضوی)، آقای دکتر ناصری (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر جعفرزاده (عضو هیات علمی گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر نباتی (عضو هیات علمی پژوهشکده علوم گیاهی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر اقنوم (رئیس مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی)، آقای دکتر مولوی (رئیس دانشگاه حکیم سبزواری)، آقای دکتر سیاری زهان (رئیس دانشگاه بیرجند)، آقای دکتر هاشمی‌نژاد (عضو هیات‌علمی مرکز ملی تحقیقات شوری)، آقای دکتر قزل سوفلو (رئیس پژوهشکده محیط‌های خشک دانشگاه آزاد اسلامی)، آقای دکتر خرسندی (عضو هیات علمی گروه خشکسالی دانشگاه آزاد اسلامی)، آقای دکتر شریفان (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر صفری (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، خانم دکتر کیانی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر اسماعیل زاده (پزشک متخصص)، آقای دکتر برکی (مدیرعامل شرکت کشت و صنعت اسفراین)، آقای مهندس برگمدی (معاون سازمان و مدیر جهاد کشاورزی شهرستان سبزوار)، آقای مهندس هراتی (مدیرعامل شرکت کشت و صنعت انابد)، آقای مهندس هاشم‌آبادی (مدیر جهاد کشاورزی شهرستان جوی)، آقای مهندس محمدرضا عباسپور (مدیر جهاد کشاورزی شهرستان تربت‌حیدریه)، آقای مهندس محمدی (مدیر جهاد کشاورزی شهرستان بردسکن)، آقای مهندس حسین‌زاده (مدیر جهاد کشاورزی شهرستان گناباد)، آقای مهندس حسینی (مدیرعامل خانه صنعت، معدن و تجارت استان خراسان رضوی)، آقای مهندس قارسی (دبیر خانه کشاورز استان خراسان رضوی)، آقای مهندس رضازاده (رئیس هیات مدیره اتحادیه کشاورزان خراسان)، آقای مهندس دلشاد (رئیس هیات مدیره نظام صنفی کشاورزی استان خراسان رضوی)

شوری آب و خاک به‌طور روزافزون تهدیدی جدی برای محیط‌زیست و کشاورزی در مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران محسوب می‌شود. ایران با بیش از ۶/۸ میلیون هکتار اراضی شور در صدر کشورهای در معرض تهدید از نظر تنش شوری محسوب می‌شود. در طول تاریخ شوری موجب از بین رفتن تمدن‌های بسیار بزرگ شده کما اینکه در حال حاضر نیز در بسیاری از نقاط مرکزی و شرقی ایران نیز موجب تخلیه روستاها و کوچ آن‌ها شده است.

تنش شوری، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل کاهش تولیدات کشاورزی بیش از حدود ۱۰۰ سال است که موضوع بسیاری از تحقیقات جهانی بوده است. فعالیت غیرمنسجم و پراکنده پژوهشگران داخلی و بدون ارتباط با هم در زمینه‌های پژوهشی متعدد از مهم‌ترین چالش‌های تحقیقات شوری می‌باشد. کمبود بودجه‌های تحقیقاتی به‌ویژه در سال‌های اخیر، تأثیر به‌سزایی بر کمیت و کیفیت فعالیت‌های تحقیقاتی در زمینه شوری داشته است. در نشست علمی جشنواره فناوری‌های آب در پند راهکارهای زندگی با آب شور محققان و متصدیان کاربرد آب‌های شور اعلام می‌دارند که:

۱- ایران کشوری بیابانی با اقلیم خشک و بسیار خشک است. هر طرح توسعه کشاورزی و صنعتی بدون در نظر گرفتن اقلیم کشور نتیجه‌ای جز توسعه ناپایدار و هدررفت ثروت ملی نخواهد داشت.

۲- برداشت بی‌رویه از منابع آبی کشور به‌منظور مصارف کشاورزی و صنعتی مازاد بر ظرفیت زیست‌محیطی، منجر به شوری بیش از حد آب‌و خاک، افزایش سطح بیابان‌ها و اراضی لم یزرع و تولید ریزگردها شده است. بنابراین توصیه می‌شود طرح‌های توسعه پایدار کشاورزی و صنعت اولاً بر اساس توان اکولوژیک و مطالعات هیدرولوژیکی و زمین‌شناسی کشور و ثانیاً با رعایت ملاحظات به‌منظور جلوگیری از گسترش شوری طراحی و اجرا شود.

۳- نگرش غالب جهانی، هم‌زیستی با شوری است. بنابراین با اعمال دیدگاه همه جانب‌نگر به مسئله شوری می‌توان از آن به‌عنوان یک فرصت برای تولید ثروت استفاده کرد. توصیه می‌شود تحقیقات در زمینه شوری و مسائل پیرامون آن به‌صورت گروهی در دانشگاه‌ها و موسسات تحقیقاتی

فضاهای سبز شهری مستلزم رعایت اصولی مانند؛ ارتقا نقش مردم، ارتقا بهره‌وری اکولوژیکی فضای سبز شهری و ارتقا بهره‌وری اجتماعی و توزیع و پراکنش مناسب و تا سرحد امکان عادلانه فضای سبز شهری برای شهروندان می‌باشد.

۶- لازم است در خصوص استفاده از پساب در فضاهای سبز شهری باتوجه‌به اکولوژی شهری و مسائل مرتبط با فضاهای سبز شهری و تأثیرات آن بر عملکرد هریک از بخش‌های مصرف، مطالعه و تحقیق بیشتری صورت پذیرد.

۷- وزارت کشور آمادگی هماهنگی و همکاری با وزارت نیرو برای کاهش برداشت از دشت در حد تعریف شده را دارد.

۸- لازم است در خصوص الگوی کشت فضای سبز شهری باتوجه‌به کارکرد اکولوژیکی و اجتماعی فضای سبز تحقیق و پژوهش بیشتری انجام گیرد.

۹- بنابراین توسعه و مدیریت فضای سبز پایدار با تکیه‌بر صرفه‌جویی در مصرف آب و در عین حال باتوجه‌به بهبود اکوسیستم شهری، افزایش مقاومت فضای سبز و سازگاری با تنش‌ها، کاهش هزینه‌ها به‌خصوص هزینه نگهداری، افزایش تنوع زیستی و نیز افزایش رضایت و مشارکت مردمی سرلوحه عمل قرار گیرد.

اعضای اصلی نشست: آقای دکتر انصاری (استاد محترم گروه آب دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس علی محمد بختیاری (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز تهران)، سرکار خانم دکتر فروغ مرتضایی نژاد (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز اصفهان)، آقای مهندس علی مدیر (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز تبریز)، آقای مهندس حمید امیری فرد (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز اهواز)، آقای دکتر جهانبخش میرزاوند (مدیرعامل سازمان سیم، منظر و فضای سبز شیراز)، آقای دکتر مهدی یعقوبی (مدیر فضای سبز شهری شهرداری مشهد)، آقای مهندس سلامی (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز مشهد)، آقای مهندس حسین علیمرزایی (معاون شرکت آب منطقه‌ای استان خراسان رضوی)، آقای مهندس صداقت (معاون فضای سبز شهرداری شهر مشهد)، آقای مهندس سید محمد محمودی هاشمی (معاون شرکت آب و فاضلاب مشهد)، آقای دکتر عبدالله سلطان احمدی (مدیر تامین آب فضای سبز سازمان پارک‌ها و فضای سبز مشهد)، آقای دکتر موسوی پایگی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، سرکار خانم دکتر فاطمه کاظمی (استاد گروه فضای سبز دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر بهداد علیزاده (استاد گروه باغبانی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر مرید (هیات علمی دانشگاه تربیت مدرس تهران)، آقای مهندس علی مدیر (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز تبریز)، آقای دکتر بانژاد (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، خانم دکتر فاطمه کاظمی (استاد گروه فضای سبز دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر بهداد علیزاده (استاد گروه باغبانی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس مهدی خدیوی (مدیرعامل شرکت مهندسین مشاور هیدروتک توس)

باتوجه‌به رشد روزافزون شهرنشینی که ساختار اکولوژیکی شهرها را دستخوش تغییرات وسیعی نموده است، اهمیت حفظ و توسعه فضای سبز شهری، به‌عنوان مهم‌ترین زیرساخت‌های تعدیل‌کننده محیط‌زیست شهری آشکار می‌شود. لذا نگرش صحیح بر نیازهای زیست‌محیطی و اجتماعی و نیز امکانات و قابلیت‌های شهری و سایر اصول پایداری در توسعه و مدیریت فضاهای سبز حائز اهمیت است. در این راستا توجه به نکات زیر ضروری است:

۱- تدوین سیاست‌های توسعه فضای سبز قطعاً باید بر اساس توسعه پایدار و ارتقای بهره‌وری منابع باشد. شناسایی شرایط اکولوژیکی و اقلیمی، منابع آب، کیفیت خاک، ساختار جمعیتی و ارزش‌های حاکم بر جامعه محلی، و برنامه‌ریزی توسعه فضای سبز طبق آن ما را در رسیدن به توسعه پایدار فضای سبز شهری یاری می‌نماید.

۲- یکی دیگر از لازمه‌های حفظ و توسعه پایدار فضای سبز شهری، داشتن برنامه‌ها و راهبردهای صحیح با نگرش دانش محور (و نه فرد محور یا صرفاً تجربه محور) است. استفاده از دانش بین رشته‌ای متخصصین برای ارائه و اجرای راهکارهای دستیابی به پایداری در مراحل برنامه‌ریزی، طراحی و مدیریت فضای سبز شهری، ضروری است.

۳- برای جلوگیری از موازی کاری، ارائه خدمات مطلوب به شهروندان و گام نهادن در مسیر توسعه پایدار فضای سبز شهری، مدیریت یکپارچه شهری الزامی است.

۴- در طراحی و توسعه فضای سبز شهری باید به تأمین منابع آب مورد نیاز فضای سبز توجه شود. نبود آب محدودکننده‌ترین پارامتر در توسعه و ایجاد فضای سبز است. لذا برنامه‌ریزی توسعه فضاهای سبز جدید و مدیریت و بازپیرایی فضاهای سبز حاضر باید مبتنی بر سنجش دانش‌بنیان شرایط حال و آینده و باتوجه‌به منابع موجود آب صورت گیرد.

۵- به‌طورکلی موفقیت در مدیریت و رسیدن به توسعه پایدار

بیانیه نشست «افزایش بهره‌وری انرژی و کاهش خسارات زیست محیطی در کاربرد پمپ‌های روتاری»

زیست‌محیطی در صنعت تولید، استفاده از پمپ‌های مورد تأیید با کارکرد طولانی مدت، و تهیه دستورالعمل افزایش بهره‌وری در استفاده از پمپ‌ها تأکید شد.

مدیر جلسه: آقای دکتر ضیائی (استاد محترم گروه علوم مهندسی آب دانشگاه فردوسی مشهد)
سخنران: آقای دکتر معین فرد (استاد محترم گروه مکانیک دانشگاه فردوسی مشهد)
اعضای اصلی نشست: جناب آقای دکتر آیینی (استاد محترم گروه مکانیک دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای مهندس ایرانی (عضو محترم هیات مدیره سازمان نظام مهندسی ساختمان خراسان رضوی)، جناب آقای دکتر بیانی (استاد محترم گروه بیوسیستم دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر خداشناس (استاد محترم گروه علوم مهندسی آب دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای مهندس رحیمیان (مدیر عامل محترم پمپ خاور)، جناب آقای مهندس صدقیان (مدیر محترم دفتر انرژی و سیستم های کنترل شرکت آب و فاضلاب مشهد و رئیس کمیته آب و محیط زیست خانه هم افزایی آب و انرژی استان خراسان رضوی)، جناب آقای دکتر سپهر (رئیس محترم کانون استاندارد خراسان رضوی)، جناب آقای مهندس زوار (کارشناس محترم شرکت پمپ گازار)

در این جلسه، درخصوص مدیریت نگهداری و تعمیرات پمپ‌های روتاری مباحثی مطرح شد. اهم موضوعات شامل موارد زیر می‌باشد:

- جایگزینی مدیریت مبتنی بر پیش‌بینانه و بهره‌وری جامع در مقابل مدیریت مبتنی بر شکست،
- تبدیل استانداردهای مربوط به بهره‌وری انرژی از حالت تشویقی به‌عنوان یک ضرورت اجرایی،
- فرهنگ‌سازی در خصوص بهره‌وری انرژی با اصلاح قیمت انرژی،
- ضرورت استفاده از برچسب انرژی و برچسب‌های

مشهد (سهم ۲۵٪) و عقب ماندگی جدی در این زمینه، لازم است با رعایت دو بند بالا برنامه ریزی اجرایی عاجل صورت گیرد. برحسب گزارش ارائه شده، تصفیه خانه صنعتی چرمشهر تا شش ماه آینده به بهره برداری می رسد لازم است اقدامات مقتضی جهت وادار ساختن واحدهای مستقر در این شهرک به تجهیز به پیش تصفیه متناسب با شرایط تصفیه خانه شهرک، صورت گیرد. بر حسب گزارش ارائه شده، تصفیه خانه سپتاژ در دست احداث است. نگرانی جدی در خصوص کندی روند اجرایی و عدم کارایی مطلوب این تصفیه خانه در طرح موجود، وجود دارد که نیازمند پیگیری است.

ارتقای کیفی تصفیه خانه های قدیمی شهر مشهد از الزامات مدیریت کیفی پساب است که باتوجه به شرایط اقتصادی کنونی، چشم انداز روشنی برای آن متصور نیست، لذا پیشنهاد شد که از یک سو با انجام پژوهش های کاربردی تلاش شود تا فناوری لازم، بومی سازی شود و از سوی دیگر در زمینه اصلاح تعرفه گذاری آب شرب مشهد جهت تأمین بودجه لازم اقدامات مشتی صورت گیرد.

جهت حذف منابع آلودگی ورودی به کشف رود در محل کال های سیاست جمت آباد، پنج تن، التیمور و به هیچ برنامه و زمان بندی مشخصی وجود ندارد. احداث تصفیه خانه های محلی با سرمایه گذاری خصوصی با انتقال آن ها به تصفیه خانه های موجود باید در دستور کار قرار گیرد.

کشاورزی گسترده ای در حاشیه کشف رود در شرق مشهد در جریان است که به صورت مستقیم با رواناب آلوده آبیاری می شود. این موضوع نیازمند مطالعه و پیگیری و در نهایت اقدامات اجرایی است.

رئیس نشست: آقای دکتر علوی مقدم (عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی مشهد)

اعضای نشست: آقای فکور (نماینده استانداری در طرح احیا کشف رود، آقای دکتر سلطانی اصل (آب و فاضلاب استان)، آقای دکتر قزل سوفلو (پژوهشکده محیط های خشک)، آقای جعفر پور (راه و شهرسازی خراسان رضوی، آقای ظفری (شرکت آب و فاضلاب مشهد)، آقای رجبر (تصفیه خانه التیمور)، آقای پهلوانی (شرکت آب و فاضلاب مشهد)، آقای محمدرضا نوایی حسینی (شرکت آب و فاضلاب مشهد)، خانم مهندس محمدپاری شرکت شهرک های صنعتی خراسان رضوی)، خانم مهندس بتائی (جمعیت تاجیان آب)، آقای مهندس طباطبائی (جمعیت ناجیان آب)، آقای مهندس عظیمی (شرکت آب و فاضلاب مشهد)

در تاریخ ۹۷/۱۰/۱۵ نشستی تخصصی جهت بررسی و تبادل نظر درخصوص «معضلات پساب کشف رود و برنامه های آتیه، با حضور جمعی از مدیران و کارشناسان دستگاه های اجرایی و مدیریتی استان و نمایندگان از دانشگاه ها و سمن های فعال در این زمینه، توسط پژوهشکده محیط های خشک» برگزار شد. پرسش های اساسی این نشست در دو بخش مدیریت «کمی» و «کیفی» پساب به شرح زیر بود:

- برنامه بهره برداری از پساب تصفیه شده کشف رود به نحوی که به عنوان یک منبع آبی جدید به حساب نیاید، چیست؟
- در طرح تأمین آب شرب مشهد ۲۵٪ تیاها از محل بازچرخانی پساب دیده شده است. آیا زیرساخت های لازم مهیا شده است؟
- آیا تنها گزینه بازچرخانی، انتقال به غرب است و هم ارزی گزینه های دیگر با آن مورد مطالعه قرار گرفته است؟ کیفیت:
- برنامه زمانی اجرایی برای ارتقا کیفی پساب تصفیه خانه های شهری چیست؟
- برنامه زمانی اجرایی برای تصفیه فاضلاب های صنعتی چیست؟
- با کشاورزی هایی که با رواناب کشف رود آبیاری می شوند، چه باید کرد؟
- منابع ورود فاضلاب خام به کشف رود کی قطع می شود؟
- بر اساس مباحث مطروحه و تبادل آرای صورت گرفته، موارد زیر به عنوان بیانیه نشست جمع بندی شد:
- لازم است گزینه های دیگر بهره برداری از پساب کشف رود در مقایسه با گزینه انتقال به غرب مطالعه شود. درخصوص بهره برداری از پساب کشف رود، گزینه یا گزینه های اجرایی باید با این قید اساسی انتخاب شوند که پساب، منبع آبی جدیدی نیست و تنها قابل جایگزینی با دیگر مصارف است.
- باتوجه به نقش اساسی بازچرخانی پساب در تأمین آب شرب

بیانیه نشست «فرصت های فناوری و پژوهش در آستان قدس رضوی»

اعضای اصلی نشست: آقای افسرینه (مشاور بخش کشاورزی سازمان اقتصادی رضوی)، آقای دکتر زره داران (معاون پژوهش و فناوری دانشکده کشاورزی)، آقای دکتر موسوی بایگی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر نباتی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر برکی (مدیرعامل موسسه کشت و صنعت اسفراین)، آقای مهندس اورعی (مدیرعامل موسسه کشت و صنعت مزرعه غونه)، آقای مهندس هراتی (مدیرعامل شرکت کشت و صنعت انابد)، آقای مهندس طوسی (مدیرعامل شرکت کشاورزی رضوی)، آقای مهندس وطن دوست (مدیرعامل موسسه موقوفات و کشاورزی جنوب خراسان)، آقای مهندس جمشیدی (کارشناس کشاورزی هلدینگ کشاورزی)، آقای مهندس موسوی (رئیس مرکز رشد دانشگاه فردوسی مشهد)

میهناتان مدعو: دانشجویان تحصیلات تکمیلی دانشگاه ها.

در این نشست "پتانسیل های اقتصادی آستان قدس رضوی و دعوت و همکاری برای ارائه پیشنهاد برای حفظ تولید پایدار اراضی و باغات آستان قدس" نقد و بررسی شد و از تمامی دانشجویان و پژوهشگران دعوت به عمل آمد که آستان قدس آمادگی خود را در حمایت از پایان نامه ها و پژوهش ها اعلام می دارد.

باتوجه به شرایط ویژه خشکسالی حاکم بر نیمه شرقی کشور و پدیده کم آبی در طی دهه های اخیر به همراه مهاجرت گسترده روستاییان (بالغ بر ۵۶ روستای استان خراسان رضوی در طی نیم دهه ۹۵-۹۰ بیش از ۵۰٪ جمعیت خود را از دست داده اند) به نواحی شهری و از جمله کلان شهر مشهد و در راستای رسیدن به زیست پایدار در سکونتگاه های روستایی راهبرد زیر پیشنهاد می شود:

با هدف رسیدن به معیشت پایدار روستایی با تأکید بر زنجیره ارزش و برای مقابله با شرایط خشکسالی و پدیده کم آبی و تثبیت جمعیت در سکونتگاه های روستایی و جلوگیری از مهاجرت بی رویه به حاشیه شهر مشهد (به عنوان جاذب ترین نقطه جمعیتی در شرق کشور)، تهیه برنامه عملیاتی در سطح حوزه های همگن روستایی (به جای نگاه نقطه ای به سکونتگاه های روستایی) در یک تا سه شهرستان استان خراسان رضوی با حمایت دفتر امور روستایی استانداری خراسان رضوی، سازمان اقتصادی آستان قدس رضوی، معاونت توسعه روستایی و مناطق محروم، سازمان جهاد کشاورزی خراسان رضوی، بنیاد مسکن انقلاب اسلامی و سایر نهادهای مرتبط با توسعه روستایی در دستور کار واحدهای پژوهشی- فناوری (ترکیبی از پژوهشگران دانشگاهی و متخصصین حوزه صنعت) قرار گیرد. به نحوی که خروجی کار طرح ها و پروژه های اجرایی در قالب برنامه عملیاتی (با محوریت ایجاد فرصت های شغلی و درآمدی جدید با استفاده از منابع موجود در روستاها بدون توسعه بهره برداری از منابع طبیعی و به ویژه آب) پایدارسازی سکونتگاه های روستایی شرق کشور باشد.

درکنار پیشنهاد اصلی، پیشنهادات اجرایی زیر می تواند به برون رفت روستاها از وضعیت فعلی کمک نماید:

۸- توجه به مدیریت یکپارچه توسعه روستایی و پیشنهاد نهادی متولی همانند وزارت توسعه روستایی در سطح کشور که بتواند

تمام امور انجام شده در حوزه روستایی را راهبری نماید.
۹- تأکید بر ایجاد کارگروه مشاوران توسعه روستایی در استان خراسان به عنوان بازوی مشورتی دستگاه اجرایی در این استان.
۱۰- باتوجه به نتایج مطالعات انجام شده در جوامع روستایی توجه به اقتصاد خلاق روستایی در راستای رسیدن به توسعه هوشمند روستایی می تواند راهکاری برای برون رفت از وضعیت موجود باشد.

۱۱- تکیه بر جنبه نوآوری و ایجاد خلاقیت در جوامع روستایی که می تواند بستری مناسب برای جذب و نگهداشت در سکونتگاه های روستایی فراهم آورد.

۱۲- تأکید بر اجرای زیرساخت های لازم برای ایجاد کسب و کارهای کوچک، کم مقیاس و کم هزینه برای سرمایه گذاری در مناطق روستایی.

۱۳- تأکید بر الگوی کشت گیاهان کم آب بر در روستاهای شرق کشور و تأکید بر تنوع فعالیت های اقتصادی به ویژه در بخش گردشگری مناطق روستایی.

۱۴- جهت دهی بیشتر فعالیت های کمیته امداد به سمت ایجاد کسب و کارهای نوین در حوزه های روستایی.

۱۵- تشویق خیرین به سمت سرمایه گذاری در امور تولیدی روستایی توزیع بسته های حمایتی در جوامع روستایی.

اعضای اصلی نشست: آقای مهندس آسوده (مدیر کل کمیته امداد امام خمینی خراسان رضوی)، آقای مهندس مستشاری (نایب رئیس هیات امنای بنیاد دانشگاهی فردوسی)، آقای مهندس همدی نژاد (مدیر کل امور شوراها و روستاهای خراسان رضوی)، آقای مهندس دانشگر (مدیر عامل شرکت آب و فاضلاب روستایی خراسان رضوی)، آقای مهندس موسوی نیا (مدیر کل بنیاد مسکن انقلاب اسلامی خراسان رضوی)، آقای خاکسار قهرودی (رئیس معاونت امداد مستضعفین آستان قدس رضوی)، آقای دکتر شاهنوشی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر عباسستانی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر ثنائی نژاد (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر مساعدی (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس علیخواه (رئیس پژوهشکده صنایع غذایی شرکت شهرک های صنعتی خراسان رضوی)، آقای مهندس اورانی (معاون برنامه ریزی و امور اقتصادی جهاد کشاورزی خراسان رضوی)، آقای مهندس سلیمانیان (رئیس اسبق گروه برنامه ریزی، اقتصاد کشاورزی و توسعه روستایی جهاد کشاورزی خراسان رضوی)، سرکار خانم بهاره صفرنیا (عضو هیات مدیره شورای جمعیت امام علی (ع) مشهد) میهمانان مدعو: آقای مهندس رضازاده (رئیس هیات مدیره اتحادیه کشاورزان خراسان رضوی)، آقای مهندس اردکانیان (عضو خانه کشاورز)، آقای مهندس رضوی خیبر (مدیر عامل شرکت تعاونی کشاورزان)

بیانیه نشست «ساختار جدید نظام حمایت از فناوران»

اعضای اصلی نشست: جناب آقای دکتر قادری فر (رئیس مرکز توسعه فناوری های راهبردی ریاست جمهوری)، جناب آقای دکتر ابراهیمی (رئیس ستاد توسعه فناوری آب، خشکسالی، فرسایش و محیط زیست معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری)، جناب آقای دکتر بهشتی (عضو هیات علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد و رئیس دانشگاه قوچان)، جناب آقای دکتر اعلم الهدی (رئیس محترم کارگروه آب ستاد توسعه فناوری آب، خشکسالی، فرسایش و محیط زیست در معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری)، جناب آقای دکتر احمدی زاده (ریاست بنیاد نخبگان استان خراسان رضوی)، جناب آقای دکتر نیک پرست (عضو بنیاد نخبگان استان خراسان رضوی)، جناب آقای دکتر بهرامی (معاون پژوهش و فناوری دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر سلیمی (عضو شهاب و رابط بنیاد ملی نخبگان دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر لطفی (عضو هیات علمی دانشکده مهندسی دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر مه پیکر (عضو هیات علمی دانشکده مهندسی دانشگاه فردوسی مشهد)، جناب آقای دکتر قنبری (ریاست پارک علم و فناوری خراسان)، جناب آقای دکتر قزل سولفو (عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی مشهد)، جناب آقای دکتر نوعی (عضو هیات علمی نماینده شبکه

این نشست که با هدف نظام مندی حمایت از فناوران شکل گرفت در آن دلیل اصلی ناکارآمدی نظام حمایت معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری را عدم اعمال قانون دانستند.

در نهایت آقای دکتر قنبری ریاست محترم پارک علم و فناوری خراسان رضوی گزارشی از شرکت های تحت حمایت پارک اعم از شرکت های دانش بنیان و واحدهای رشد ارائه کردند و آمادگی پارک علم و فناوری به منظور حمایت اعلام داشتند.

۶- استفاده از تجربیات ارزشمند کشاورزان پیشرو بهره‌ور آب باید در برنامه مورد توجه قرار بگیرد. همچنین تأکید می‌شود یکی از مهم‌ترین ملاک‌های انتخاب بهره‌برداران نمونه بخش باید "میزان بهره‌وری آب" باشد.

۷- برنامه بهره‌وری آب کشاورزی باید پویا و مبتنی بر توسعه فناوری، شرایط محیطی و افزایش آگاهی ذی‌نفعان و ... بوده و به‌هنگام‌سازی شود.

۸- برای اجرایی شده برنامه بهره‌وری آب کشاورزی پیشنهاد می‌شود "مجری بهره‌وری آب کشاورزی" در وزارت جهاد کشاورزی تعریف و عملیاتی شود.

اعضای اصلی نشست: آقای دکتر حسین دهقانی سانچ (عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی تهران)، آقای دکتر ابوالقاسم حقانی (عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی خراسان رضوی)، آقای دکتر نریزی (مدیرعامل شرکت مهندسی مشاور طوس آب)، آقای دکتر انصاری (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر بناییان (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر شریفان (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر محمد حسن رحیمیان (مرکز تحقیقات کشاورزی)، خانم مهندس فرد (معاون زراعت وزارت جهاد کشاورزی)، خانم مهندس ساسانی (معاون آب و خاک وزارت جهاد کشاورزی)، آقای دکتر آقااحمدی (معاون باغبانی وزارت جهاد کشاورزی)، آقای دکتر ماهرخ (عضو هیات علمی موسسه تحقیقات اصلاح و تهیه بذر و نهال) میهمانان مدعو: آقای مهندس فارسی (دبیرخانه کشاورز استان خراسان رضوی)، آقای مهندس رضازاده (رئیس هیات مدیره اتحادیه کشاورزان خراسان رضوی)، آقای مهندس دلشاد (رئیس هیات مدیره نظام صنفی کشاورزی استان خراسان رضوی)، سه نفر از دانشجویان منتخب (دارای طرح در ستادها)

۱- در راستای سازگاری با بحران آب کشور و دستیابی به خودکفایی حداکثر در تولید محصولات کشاورزی، ارتقا بهره‌وری آب کشاورزی باید محور اصلی فعالیت‌های بخش کشاورزی باشد.

۲- در ارتقا بهره‌وری آب، علاوه بر بهره‌وری فیزیکی، بهره‌وری اقتصادی و بهره‌وری جامع باید مورد توجه قرار گیرد.

۳- ارتقا بهره‌وری آب کشاورزی مستلزم مشارکت مستقیم بخش‌های مختلف اجرایی، دانشگاهی، پژوهشی، آموزشی، ترویجی، خصوصی و نهادهای اجتماعی و سیاست‌گذاری می‌باشد.

۴- در بهره‌وری آب کشاورزی علاوه بر اقدامات سخت‌افزاری، توجه به مسائل نرم‌افزاری باید در اقدامات و برنامه‌های مورد مطالعه هدف‌گذاری و عملیاتی شود.

۵- کلیه بخش‌های پژوهشی، دانشگاهی، اجرایی، اجتماعی و سازمان‌های مردم‌نهاد و بخش خصوصی باید تلاش کنند تا فناوری‌های مرتبط با ارتقا بهره‌وری آب کشاورزی (کاهش تبخیر و تعرق و افزایش عملکرد) به‌طور مناسب و پایدار در بخش کشاورزی توسعه یابد.

۴- اقتصاد آب در تصفیه و باز چرخانی پساب باید مورد توجه قرار گیرد و سیستم مدیریت بازچرخانی بر مبنای اقتصاد و با مدیریت ذی‌نفعان اداره شود. توان‌بخش خصوصی با در نظر گرفتن تمام الزامات و پیامدهای استفاده از پساب برای بازچرخانی آب مورد توجه جدی قرار گیرد.

۵- شورای هماهنگی حوزه کشف رود به‌عنوان الگوی مدیریتی مشارکتی ذی‌نفعان برای استان مورد توجه جدی وزارت نیرو قرار گیرد.

۶- توجه شود که برای پساب مصارف جدیدی تعریف نشود، در این خصوص جابجایی تخصیص پیشنهاد شود.

اعضای اصلی نشست: آقای مهندس اسماعیلیان (مدیرعامل آب و فاضلاب مشهد)، آقای مهندس علایی (مدیرعامل شرکت آب‌منطقه‌ای خراسان رضوی)، آقای مهندس جمشیدی (مدیرعامل جمعیت نایبان آب)، آقای دکتر دانش (نایب‌رئیس شرکت آب و خاک قدس رضوی)، آقای دکتر یارقلی (عضو مرکز تحقیقات کشاورزی تهران)، آقای دکتر احمدپور (استاد گروه دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر انصاری (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر بانزاد (عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس سلامی (مدیرعامل سازمان پارک‌ها و فضای سبز مشهد)، آقای دکتر عبدالله سلطان احمدی (مدیر تأمین آب فضای سبز سازمان پارک‌ها و فضای سبز مشهد)، خانم دکتر روحانی (عضو هیات علمی دانشگاه صنعتی قوچان)

میهمانان: آقای مهندس ایرانی (نظام مهندسی ساختمان)، آقای مهندس فارسی (دبیر خانه کشاورز استان خراسان رضوی)، آقای مهندس رضازاده (رئیس هیات مدیره اتحادیه کشاورزان خراسان رضوی)، آقای مهندس دلشاد (رئیس هیات مدیره نظام صنفی کشاورزی استان خراسان رضوی)، آقای مهندس اردکانیان (عضو خانه کشاورز)، آقای مهندس رضوی خبیر (مدیر عامل شرکت تعاونی کشاورزان مشهد)، آقای اسماعیل‌پور (خبرگزاری ایرنا)، سرکار خانم شهیدی (خبرگزاری ایسنا)، آقای حمیدی (روزنامه خراسان)، سرکار خانم حسین‌زاده (خبرگزاری فارس)

۱- فاضلاب صنعتی آلوده‌کننده محیط‌زیست است. ضمن تشریح از شرکت‌های آب و فاضلاب مشهد و استان خراسان رضوی که ۷۰٪ شبکه جمع‌آوری در شهر مشهد و برخی از شهرهای استان را تکمیل نموده‌اند با همکاری و مصوبات شورای شهر و همچنین توان‌بخش خصوصی تکمیل تصفیه‌خانه و شبکه جمع‌آوری فاضلاب به‌سرعت در دستور کار قرار گیرد.

۲- احداث تصفیه‌خانه‌های فاضلاب از برنامه‌ها عقب‌مانده است. لذا جبران عقب‌ماندگی با استفاده از فناوری و تکنولوژی روز، ارتقا کیفیت مطلوب و استاندارد پساب مورد تقاضا است.

۳- بازچرخانی پساب تصفیه شده برای تأمین آب پایدار جوامع شهری ازجمله شهر مقدس مشهد، ضرورت توسعه پایدار است. با مدل دولتی فعلی روند اجرای طرح بازچرخانی آب در استان خراسان رضوی بسیار کند است. لذا با تغییر سیاست و حتی قانون، سیستم ناکارآمد فعلی اصلاح شود. همچنین استفاده از توان خبرنگاران و نخبگان واقعی در دانشگاه‌های بزرگ ازجمله دانشگاه فردوسی مشهد متولی پیاده‌سازی مدیریت دانش شور در وزارت نیرو مد نظر قرار گیرد.

استفاده از زمین‌های لم یزرع کشاورزی برای پرورش جلبک‌ها تأکید شد. ارتقا روش‌های تصفیه تکمیلی در فاضلاب‌های شهری با استفاده از فناوری‌های بیوتکنولوژی در کنار روش‌های شیمیایی نیز مورد تأکید قرار گرفت. در این نشست همچنین تأکید شد که کارگروه‌های مشترک یا نشست‌های مشترک فیما بین جهاد دانشگاهی مشهد (پژوهشکده بیوتکنولوژی صنعتی) با استانداری، شرکت شهرک‌های صنعتی، اعضای شورای هماهنگی حوضه آبریز کشف‌رود، آب منطقه‌ای، ناجیان آب و فضای سبز شهری شهرداری مشهد برگزار شود.

اعضای اصلی نشست: آقای دکتر پوریان فر (عضو محترم هیئت‌علمی جهاد دانشگاهی مشهد)، آقای دکتر حقایقی (عضو محترم هیئت‌علمی مرکز تحقیقات کشاورزی خراسان رضوی)، آقای دکتر شریفی (عضو محترم هیئت‌علمی جهاد دانشگاهی مشهد)، سرکار خانم دکتر عامری (عضو محترم هیئت‌علمی جهاد دانشگاهی مشهد)، آقای دکتر سیفی (عضو محترم هیئت‌علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر داوری (عضو محترم هیئت‌علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر شهریار (عضو محترم هیئت‌علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای دکتر ملک‌زاده (عضو محترم هیئت‌علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، سرکار خانم دکتر مشتاقی (عضو محترم هیئت‌علمی دانشگاه فردوسی مشهد)، آقای مهندس سلامی (سازمان پارک‌ها و فضای سبز شهرداری مشهد)

هدف نشست آشنایی با ظرفیت‌های بیوتکنولوژی صنعتی در حیطه گیاهان، قارچ‌ها و میکروارگانیسم‌هایی نظیر باکتری‌ها و جلبک‌ها در شرایط کم‌آبی امروز کشور از طریق هم‌افزایی رشته‌های تخصصی مختلف بود. در این نشست بر معرفی و کاربرد فناوری‌های بیوتکنولوژیک شامل تولید محصولات کم‌آب‌خواه (نظیر قارچ‌های خوراکی-دارویی)، محصولات دارای قابلیت رشد در آب‌های نامتعارف و شور که نقش مهمی در بازچرخانی پساب دارند (نظیر جلبک‌ها)، شناسایی ارقام بومی سازگار با شرایط تنش، تولید ارقام مقاوم به شرایط خشکی با بازدهی بالا و بررسی فنولوژی ارقام بومی استراتژیک کشور (نظیر گندم، جو، برنج) توأم با استفاده از فناوری مهندسی آب و مهندسی کشت‌های بسته تأکید شد. همچنین بر لزوم درج آمار بهره‌وری مصرف آب و بهره‌وری اقتصادی جلبک‌ها و قارچ‌های خوراکی در آمار و گزارش‌های رسمی جهاد کشاورزی و لزوم

بیانیه نشست «نقش استحصال آب باران و رواناب‌ها در مدیریت بادمستان‌های دیم کوه‌سرخ (کاشمر)»

بزرگترین بادمستان کشور تلاش کنیم، لذا مرکز آموزش عالی کاشمر در حوزه آب، کشاورزی، منابع طبیعی و محیط‌زیست اتاق فکری برای مسئولان به‌شمار می‌رود.

ضرورت مشارکت مردم:

معاونت بهبود تولیدات گیاهی سازمان جهاد کشاورزی خراسان رضوی در این نشست با تأکید بر لزوم توجه بیش از این به طرح‌های آبخیزداری و آبخوان‌داری، گفت: نجات بادمستان دیم کوه‌سرخ به مشارکت مردم و کشاورزان نیاز دارد. نجف‌قلی صالحی افزود: علاوه بر اجرای طرح‌های آبیاری تحت فشار، موضوعات بهره‌وری آب، استفاده از گونه‌های مقاوم به خشکی و ... پیگیری می‌شود. لذا براساس میزان بارش در بخش کوه‌سرخ باید نیاز گیاه را محاسبه کرد و برنامه‌ریزی‌ها بر اساس نیاز آبی گیاه انجام شود. وی گفت: برای اجرای طرح‌های علاج بخشی باید مردم مشارکت داشته باشند. معاونت بهبود تولیدات گیاهی سازمان جهاد کشاورزی خراسان رضوی اظهار داشت: هر چند اعتبارات بسیار کم و قطره چکانی بوده اما تاکنون در این بادمستان طرح‌هایی به‌عنوان الگو اجرا شده و در دست اجرا داریم. وی بیان کرد: تلاش می‌کنیم همان بادمستان‌های موجود را حفظ کنیم اما تا وقتی مردم مشارکت نداشته باشند به‌رغم تخصیص اعتبار، موفق نخواهیم بود. ضمن اینکه کار پژوهشی بر روی ارقام جدید و سازگار با منطقه باید انجام شود.

ذخایر ژنتیکی منحصر به فرد در بادمستان کوه‌سرخ:

مدیرجهادکشاورزی کاشمر: بادمستان دیم کوه‌سرخ ذخایر

با وجود ۱۸ سال خشکسالی و از بین رفتن بخش زیادی از بزرگترین بادمستان دیم کشور در بخش کوه‌سرخ مرکز آموزش عالی کاشمر با دعوت از کارشناسان، پژوهشگران و نخبگان این حوزه از سراسر کشور برای ارائه راه‌حل جهت نجات این بادمستان اقدام کرد. مرکز آموزش عالی کاشمر در ادامه مجموعه نشست‌های تخصصی دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب، این بار کارگاه تخصصی با عنوان نقش استحصال آب باران و روان آب‌ها در مدیریت بادمستان‌های دیم کوه‌سرخ برگزار کرد. رئیس مرکز آموزش عالی کاشمر در این کارگاه تخصصی با اشاره به شدت خشکسالی در منطقه ترشیز عنوان و ابراز کرد: متأسفانه تاکنون در پی خشکسالی‌های اخیر، اخبار تاسف‌باری از خشک شدن بادمستان دیم کوه‌سرخ که از آن به‌عنوان بزرگترین بادمستان کشور نام برده می‌شود؛ منتشر شده است. هادی معماریان گفت: برخی عوامل طبیعی و غیر طبیعی باعث شده طی ۲۰ سال گذشته ۷ هزار هکتار از بادمستان دیم کوه‌سرخ خشک و از بین برود باوجوداینکه این بادمستان، به‌عنوان بهترین ذخیره گاه ژنتیکی این‌گونه محصول در منطقه است و باید بر روی آن پژوهش‌های بسیاری انجام شود. رئیس مرکز آموزش عالی کاشمر با اشاره به رسالت مهم دانشگاه و انجمن‌های علمی در این موضوع اعلام کرد: مرکز آموزش عالی کاشمر باتوجه به سند آمایشی که تکمیل و به تصویب هیئت‌امنا نیز رسیده در حوزه آب، کشاورزی، منابع طبیعی و محیط‌زیست مأموریت راهبردی دارد. وی افزود: باتوجه به این مأموریت موظفیم برای رفع مشکلات

ژنتیکی منحصر به فردی محسوب می‌شود که متاسفانه طی ۲۰ سال گذشته به دلیل خشکسالی‌های پی‌درپی سطح زیر کشت آن کاهش یافته است. سیدابوالقاسم موسوی در این نشست اظهار داشت: بادمستان‌های دیم کوه‌سرخ به دلیل وضعیت آبیاری، آفات و بیماری‌ها بسیار ضعیف شده‌اند به‌طوریکه بسیاری از پایه‌ها را و ۸۵٪ محصول آن را از دست داده‌ایم.

مدیر جهاد کشاورزی کاشمر افزود: در سال ۱۳۷۶ حدود ۲۱ هزار هکتار سطح زیر کشت با ۴۰۰ کیلوگرم عملکرد و ۸۴۰۰ تن تولید سالانه بادمستان‌های دیم داشته‌ایم که اکنون این سطح به ۱۳ هزار هکتار با عملکرد ۱۵۰ کیلو و میزان تولید ۱۹۵۰ تن کاهش یافته است.

استفاده از سامانه‌های سطوح آبیگر باران در مدیریت بادمستان‌ها:
عضو هیئت‌مدیره انجمن علمی سامانه‌های سطوح آبیگر ایران بایان اینکه بدون مطالعه جزئیات و جوانب مختلف نمی‌شود نسخه‌ای برای بادمستان پیچید، بیان کرد: با کند نمودن سرعت روان آب‌های فصلی از طریق بندهای تأخیری می‌توان به تأمین نیاز آبی بادمزارها بصورت زیرسطحی کمک نمود. وی با ارائه طرح خود در این زمینه، مهم‌ترین مشکل بادمستان‌ها را تأمین رطوبت ناحیه ریشه گیاه دانست و راه‌حل آن را استفاده از بندهای خاکی تغذیه‌ای و پشته‌های جمع‌آوری آب همراه با استفاده از مالچ‌های طبیعی کاهش تبخیر معرفی کرد.

بادامستان‌ها نیازمند اعتبارات خاص:

مشاور مدیرکل منابع طبیعی و آبخیزداری خراسان رضوی نیز با اشاره به انجام یکسری اقدامات در خصوص بادمستان دیم کوه‌سرخ گفت: تمامی اعتبارات بخش آبخیزداری و منابع طبیعی را در بخش کوه‌سرخ متمرکز کرده‌ایم اما سطح بادمستان دیم کوه‌سرخ بسیار وسیع است و با چند میلیون اعتبار مشکلات قابل حل نیست. اعظمی اظهار داشت: کشاورزان از هر جا توانستند نهال به منطقه آورده و یا بذر بادام را کشت کرده‌اند و اکنون مشکلاتی به‌وجود آمده است. وی افزود: هنوز هم بسیاری از این درختان را می‌توان حفظ کرد و نیازی به اجرای روش‌های خیلی پیچیده نیست و با همان روش‌های سنتی استحصال آب باران می‌توان درختان بادام را حفظ کرد. مشاور مدیرکل منابع طبیعی و آبخیزداری خراسان رضوی گفت: از سال ۹۰ در حال پیگیری ردیف اعتباری برای بادمستان‌های منطقه هستیم و مصوبه استانداری را گرفتیم اما سازمان مدیریت موافقت نکرد.

وی افزود: باید ردیف فنی اعتباری از اعتبارات صندوق توسعه بابت طرح به‌طور خاص گرفته شود و مسئولان شهرستان طرحی را تهیه و به وزارت خانه ببرند تا بابت همین طرح از سازمان

مدیریت در قالب اعتبارات فنی منابع خوبی بگیریم. اعظمی با تأکید براینکه اگر بخواهیم بادمستان دیم کوه‌سرخ دوام داشته باشد باید ردیف اعتباری جداگانه داشته باشد، گفت: هرچند تاکنون منابع طبیعی برای اجرای طرح‌های آبخیزداری اقداماتی در این بادمستان‌ها انجام داده اما متولی بادمستان‌ها جهاد کشاورزی است.

کوه‌سرخ پایتخت بادمستان دیم در دنیا:

رئیس بخش فیزیولوژی درختان میوه معتدله و عضو هیئت‌علمی پژوهشکده میوه‌های معتدله و سردسیری موسسه تحقیقات باغبانی کشور نیز گفت: اگرچه کوه‌سرخ به‌عنوان پایتخت بادمستان دیم در دنیا مطرح است اما سرمازدگی به ۸۰٪ محصول این بادمستان‌ها خسارت وارد کرده است. علی ایمانی از اینکه به رغم وجود پتانسیل‌های فراوان، تاکنون هیچ تبلیغی درخصوص بادمستان‌های کوه‌سرخ نشده اظهار تأسف کرد و افزود: باید نسبت به مهار رواناب‌ها در این منطقه اقدام کرد. وی اظهار داشت: در دیم‌کاری از هر رقم بادام نباید استفاده کرد و نباید نهال از جاهای دیگر برای کشت به منطقه آورد بلکه پایه نهال باید از خود منطقه تأمین شود. لیدرگروه بادام کشور با بیان اینکه حتی یک طرح تحقیقاتی و ترویجی در بادمستان نداریم، بیان کرد: باغداران فقط محصول برداشت می‌کنند و اقدامات اصلاحی در باغات انجام نمی‌دهند. وی افزود: به دلیل تنوع بسیار در گونه درختان بادمستان کوه‌سرخ، با تغییر آب و هوایی خسارت بسیاری وارد می‌شود.

ضرورت ورود دانشگاه به حوزه کشاورزی:

فرماندار کاشمر در ادامه این کارگاه تخصصی گفت: به دلیل کم‌آبی و مشکلاتی که در سطح ملی و محلی داریم روزبه‌روز با مشکلات بخش کشاورزی و در پی آن مباحث اجتماعی و امنیتی مواجه هستیم، لذا ورود دانشگاه به این مباحث و برنامه‌ریزی در این بخش بسیار ارزشمند است. محمدعلی نبی‌پور گفت: برای رفع مشکلات بخش کشاورزی راهی به‌جز استفاده از علم روز نداریم، اما باوجود بهترین تکنولوژی‌ها، کشاورزی همچنان سنتی اداره می‌شود. وی افزود: با این مدل کشاورزی و باوجود بحران آبی موجود، مشکلات این بخش رفع نمی‌شود حال‌آنکه دانشگاه و نقش ارتباط بین حوزه علم، تولید و عمل بسیار مؤثر است. در این کارگاه تخصصی دکتر گنجی مقدم عضو هیئت‌علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی به‌عنوان دیگر سخنران مراسم، به بیان تجربیات کشور چین در مدیریت اراضی شیبدار و ارائه راهکارهایی برای نجات بادمستان دیم کوه‌سرخ پرداخت.

اعضای نشست: فرماندار شهرستان، معاون بهبود تولیدات گیاهی و مدیر امور باغبانی سازمان جهاد کشاورزی، معاونین اداره کل و مسئول اداره جنگلداری و جنگل‌کاری اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری، رئیس انجمن علمی سامانه‌های سطوح آبیگر باران ایران، معاونین شرکت سهامی آب منطقه‌ای خراسان رضوی و مسئولین شهرستان

• برگزیدگان جشنواره

- نمایشگاه:

- غرفه‌های برتر از منظر دانشگاه فردوسی مشهد:

۱- شرکت هیدروتک توس

۲- شرکت مجتمع صنعتی طلايه

۳- شرکت راما صنعت

۴- شرکت مهندسی ماشین‌های دوار خاور توس

۵- شرکت آبشار بسپار فرا اندیش

- غرفه‌های برتر از منظر شرکت آب و فاضلاب مشهد:

۱- شرکت گروه مهندسی پیچ آب شرق

- مخترعین:

- برگزیدگان از منظر بنیاد ملی نخبگان (جشنواره رویش):

۱- محمدحسین مظفری، DR. SCOTT WALLACE

احسان شفیع پور، غلامرضا رخشنده رو، سید احمد میرباقری

نام اختراع: تصفیه فاضلاب پالایشگاه نفت با استفاده از سیستم

وتلند با جریان RACETRACK هوادهی شده

۲- تقی شربتی بیارجمندی

نام اختراع: طراحی و تولید پمپ‌های آکاردئونی بدون برق

۳- امیرحسین قدم السلطانی

نام اختراع: طراحی و ساخت یک فلومتر الکترومغناطیس بهینه

با قابلیت رقابت با نمونه‌های خارجی و طراحی و ساخت فلومتر

الکترومغناطیس با دقتی ده برابر نمونه‌های مشابه آلمانی

۴- مصطفی خطیب

نام اختراع: سیستم تصفیه آب و فاضلاب با پنج مرحله

جریان الکتریکی شامل جریان‌های DC و AC، شک خازنی،

ایندوکسایون مگنت و الکتريسيته ساکن

- برگزیدگان از منظر شرکت آب و فاضلاب مشهد:

۱- محمدحسین مظفری، DR. SCOTT WALLACE

احسان شفیع پور، غلامرضا رخشنده رو، سید احمد میرباقری

نام اختراع: تصفیه فاضلاب پالایشگاه نفت با استفاده از سیستم

وتلند با جریان RACETRACK هوادهی شده

۲- امیرحسین قدم السلطانی

نام اختراع: طراحی و ساخت یک فلومتر الکترومغناطیس بهینه

با قابلیت رقابت با نمونه‌های خارجی و طراحی و ساخت فلومتر

الکترومغناطیس با دقتی ده برابر نمونه‌های مشابه آلمانی

۳- محسن رضائی، حسن احسان منش

نام اختراع: کلید کنترل اینترنتی کولر آبی با قابلیت برنامه‌ریزی

خودکار

- استارت آپ:

مسئولیت برگزاری بخش استارت‌آپ جشنواره بر عهده‌ی «پارک

علم و فناوری» مشهد بود؛ که بیش از دو ماه زودتر آغاز شده

و با برنامه‌ریزی دقیق مرحله پایانی آن در سومین روز جشنواره

برگزار گردید. نهایتاً برگزیده‌گان رویداد استارت‌آپی جشنواره به شرح زیر معرفی گردیدند.

رتبه ۱: سید مجتبی سیدمحمدی حقیقی، سیدمهدی سلیمانی،

امیر شایسته، رضا رحمانی

عنوان ایده: کارگاه سیار آموزش همگانی مصرف بهینه آب

رتبه ۲: سید مهدی قاسمی، هومن بخشی، پوریا پریداش

عنوان ایده: تصفیه پساب کارخانجات تولیدکننده‌ی چرم و بازیابی

کروم به‌منظور استفاده مجدد در صنعت

رتبه ۳: مصطفی حجتیان‌فر، مهدی عباس‌زاده، مجتبی حجتیان‌فر،

سجاد اصل‌نیا، مهدی لشکری‌زاده، مجتبی جهانگردی، مجتبی

لطفی

عنوان ایده: تصفیه و پاکسازی لجن فاضلاب از بیماری‌ها، نماتدها

و انواع تخم انگل و فراوری و غنی‌سازی آن به‌عنوان کود آلی برای

استفاده در بخش کشاورزی

• جمع‌بندی

دومین جشنواره ملی فناوری‌های آب (آب‌های نامتعارف) روز

سه‌شنبه ۲۰ آذرماه ۱۳۹۷، با حضور مسئولان دانشگاه فردوسی

مشهد و مسئولانی از وزارت‌های نیرو، جهاد کشاورزی و

معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری در جمع دانشگاهیان،

کارشناسان، واحدهای فناور و مخترعان در تالار اجتماعات

دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد به‌کار خود پایان داد. در

ابتدای مراسم اختتامیه دکتر داوری عضو هیئت‌علمی گروه علوم

و مهندسی آب دانشگاه فردوسی مشهد و رئیس جشنواره گزارشی

از روند برگزاری جشنواره، طی دو روز برگزاری آن در دانشگاه

فردوسی مشهد ارائه نمود و اظهار داشت: هدف این جشنواره

رونق بخشیدن به فناوری‌های آب است تا با رشد و توسعه این

فناوری‌ها و به‌کارگیری آن‌ها بخشی از مشکلات آبی حوضه‌های

بحرانی کشور التیام یابد."

ماحصل نشست‌های علمی و نخبگانی، رویدادهای فناورانه و

برنامه‌های فرهنگی برگزار شده در جشنواره فناوری‌های آب

در دانشگاه فردوسی مشهد در قالب بیانیه‌ها و گزارش‌های هر

برنامه انعکاس یافت و نزد مراجع مختلف ارائه شد. استمرار

برگزاری این برنامه‌ها این امکان را فراهم می‌آورد که در هر

سال عملکرد و پیشرفت اقدامات طی یک سال گذشته را رصد

و ارزیابی کرده و سازوکار تحقق آن‌ها را مطالبه نمود. در واقع

جشنواره ملی فناوری‌های آب بستری جامع و کارآمد برای ایجاد

حساسیت، همسویی و حصول اجماع در حوزه‌های مختلف

مرتبط با مدیریت آب به‌شمار می‌آید که انتظار می‌رود با بهبود

و توسعه مستمر آن در سال‌های آتی به یک مرجع رسمی و مورد

تأیید عمومی در پرداختن به چالش‌های مدیریت آب و حصول

اجماع در ارائه راهکارهای اساسی مبدل شود.



شرکت آب و فاضلاب مشهد در راستای مرتفع ساختن چالش‌ها و مسائل مرتبط با حوزه صنعت آب و فاضلاب و انجام طرح‌های پژوهشی کاربردی، مطابق روال همه ساله اقدام به احصاء نیازهای پژوهشی از طریق برگزاری جلسات طوفان فکری با حضور مدیران و کارشناسان حوزه‌های مختلف می‌نماید. در این راستا، اولویت‌های پژوهشی سال ۱۳۹۸ به شرح جدول ذیل اعلام می‌گردد. لذا، از کلیه اساتید دانشگاهی، دانشجویان دوره‌های تحصیلات تکمیلی و کلیه پژوهشگران حوزه آب و فاضلاب به منظور انجام طرح‌های پژوهشی مورد نیاز این شرکت و پیاده‌سازی نتایج آن‌ها در حوزه اجرایی دعوت به همکاری می‌گردد. علاقمندان می‌توانند ضمن مراجعه به "پورتال تحقیقات شرکت آب و فاضلاب مشهد" به نشانی <http://rd.abfamashhad.ir> و آگاهی از نیازها و اولویت‌های پژوهشی این شرکت در "سامانه جامع نرم‌افزاری تحقیقات (محقق)" به نشانی <http://research.abfamashhad.net> ثبت نام نموده و نسبت به ارائه پروپوزال ذیل این موضوعات اقدام نمایند.

ردیف	عنوان	نوع موضوع
موضوعات حوزه آب		
۱	مستندسازی تجربیات، ارزیابی اقتصادی و ارائه راهکارهای اجرایی برای اصلاح لوله‌های فرسوده در حال بهره‌برداری با استفاده از روش‌ها و فناوری‌های نوین پوشش لوله از داخل	طرح پژوهشی
۲	راهکارهای حذف ریشه و جلوگیری از رشد ریشه در محل انشعابات آب و فاضلاب	طرح پژوهشی
۳	امکان‌سنجی و شناسایی منابع آب زیرزمینی جنوب شرق دشت مشهد جهت حفر چاه‌های آب شرب	طرح پژوهشی
۴	تحلیل و بررسی تغییرات لیتولوژی آبخوان دشت مشهد و پارامترهای مؤثر در آن با رویکرد بهره‌برداری بهینه از منابع آب زیرزمینی به ویژه چاه‌های آب شرب	طرح پژوهشی
۵	طراحی سنسور نرم‌افزاری (Soft Sensor) در جهت اندازه‌گیری مقادیر دبی خروجی از چاه، فشار سیال و پارامترهای الکتریکی مبتنی بر روش‌های یادگیری ماشینی (Machine Learning)	طرح پژوهشی
۶	بهینه‌سازی مکانی و زمانی نقاط و مسیرهای نمونه برداری منابع، مخازن و شبکه توزیع آب آشامیدنی شهر مشهد	طرح پژوهشی
موضوعات حوزه فاضلاب		
۱	بررسی چگونگی امکان تولید برق در کلکتورهای فاضلاب	طرح پژوهشی
۲	ارائه راهکارهای عملی و اجرایی حذف بو در سازه مقسم تصفیه‌خانه‌های فاضلاب غرب مشهد	پایان‌نامه
۳	امکان‌سنجی انجام تصفیه اولیه فاضلاب طی مسیر انتقال به تصفیه‌خانه/ مطالعه موردی: خط انتقال فاضلاب تصفیه‌خانه اولنگ	پایان‌نامه
۴	بررسی امکان بهبود کیفیت پساب خروجی تصفیه فاضلاب با استفاده از گیاهان/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه‌های شهر مشهد	پایان‌نامه
۵	بررسی انواع پوشش‌های بکاررفته در سازه‌های در تماس با فاضلاب در تصفیه‌خانه‌های شرکت آبفا مشهد و ارائه بهترین پوشش با مشخصات آن	پایان‌نامه
۶	ارائه راهکارهای کاهش تولید لجن بیولوژیکی در فرآیند لجن فعال/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب شماره ۴ مشهد	طرح پژوهشی
۷	امکان‌سنجی افزایش ظرفیت بار آلی ورودی به تصفیه‌خانه فاضلاب با استفاده از بسترهای رشد بیولوژیکی معلق/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب شماره ۴ مشهد	طرح پژوهشی
۸	راهکارهای کاهش مصرف مواد شیمیایی در آبیگری لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شهری/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه شماره ۵ مشهد	طرح پژوهشی
۹	حذف پدیده فومینگ در تصفیه‌خانه فاضلاب پرکندآباد یک	طرح پژوهشی/پایان‌نامه
۱۰	تعیین ضرایب بیوسینتیک فرآیند لجن فعال به روش MLE/ مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب شماره ۴ مشهد	پایان‌نامه
۱۱	امکان‌سنجی استفاده از پساب در کاربری‌های مختلف شهر مشهد	پایان‌نامه/اینترنشیپ
۱۲	بررسی راه‌های مؤثر بر افزایش آبیگری لجن در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب التیمور و خین‌عرب مشهد در شرایط موجود	پایان‌نامه/اینترنشیپ
موضوعات حوزه مشترکین، مدیریت مصرف، انرژی		
۱	بررسی و امکان‌سنجی پوشش مخازن روباز سد‌ها، مخازن و... و ارزیابی فنی - اقتصادی آن	پایان‌نامه
۲	یکپارچه‌سازی سیستم‌های اندازه‌گیری، کنترل، و حفاظت هوشمند در الکتروموتورهای فشار قوی	طرح پژوهشی/پایان‌نامه
۳	بهره‌گیری از فناوری‌های نوین تصفیه آب با استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر و ارزیابی آن	پایان‌نامه
۴	تعیین سرانه شبانه آب مشترکین خانگی/ مطالعه موردی: یکی از مناطق شهر مشهد	طرح پژوهشی
۵	آسیب‌شناسی اجرای خدمات غیر حضوری در حوزه مشترکین (بررسی علل مراجعات حضوری علیرغم وجود زیرساخت‌ها) و ارائه راهکارهای بهبود	طرح پژوهشی
۶	بررسی تأثیر نصب انشعابات به صورت تکی (حجمی) و مقایسه آن با نصب کلکتوری و تأثیر آن بر مدیریت مصرف مشترکین در سطح شهر مشهد	پایان‌نامه/اینترنشیپ
موضوعات حوزه منابع انسانی، مدیریتی، مالی و...		
۱	ارزیابی فرآیندهای موجود تأمین کالا در حوزه آب و فاضلاب داخل و خارج کشور و شناسایی مدل‌های موفق‌تر	طرح پژوهشی
۲	تحلیل مدیریت ریسک پروژه‌های آب و فاضلاب مشهد و استقرار الزامات عملیاتی شدن آن در نرم‌افزار کنترل پروژه	اینترنشیپ/پایان‌نامه

In the Name of Allah

Journal of Water and Sustainable Development



Volume 5 - Issue 2 (Serial No. 11) - March 2019

Due to certificate no. 3/18/126631 dated 20/9/2015 from the scientific publications review Commission of the Ministry of Science, Research and Technology and also Due to registration number no76766 dated 25/1/2016 from the Ministry of Culture and Islamic Guidance, this journal has been licensed to publish.

Grantee
Manager in Charge
Editor in Chief

College of Agriculture , Ferdowsi University of Mashhad, Iran
Shahnooshi Froushani, N. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghahraman, B. Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board

Bagheri, A. Asso. Prof., Tarbiat Modares University
Davary, K. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Esmaili, K. Asso. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghezelsofloo, A.A. Assis. Prof., Islamic Azad University of Mashhad
Jolaini, M. Asso. Prof., Agricultural and Natural Resources Research Center of Khorasan Razavi
Meftah Halaghi, M. Asso. Prof., Gorgan University of Agricultural Sciences & Natural Resources

Guiding Council

Sayahi, A., Assistance of research and industrial relations center of National Water and Wastewater Engineering Company (Chairman of the council)
Esmailian, H., Managing director of Mashhad Water & Wastewater Company
Alaei, M., Managing director of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
Mousavi, S. Y., Secretary of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Shahnooshi Froushani, N., Manager in charge
Ghahraman, B., Editor in chief

Advisory Editors

Noori Esfandiari, A., Representative of water Think tank at Iran Water Resources Management Company
Sajadifar, S.H., Representative of National Water & Wastewater Company
Tavakoli Aminian, S., Representative of Mashhad Water & Wastewater Company
Ghandehari, A. Representative of Khorasan Razavi Province's Regional Water Company
Kolahi, M., Ferdowsi University of Mashhad

Executive Expert

Editor

Graphic

Publisher

Print

ISSN

Website/E-Mail

Address

Sponsor

Shahedi, M., Talebi Hossein Abad, F.
Quchanian, M., Hasibi, A.
Shaikhi, M.R.
Ferdowsi University of Mashhad
Ferdowsi University of Mashhad Press(FUMP)
2423-5474
<http://jm.um.ac.ir/index.php/WSD/> jwsd@um.ac.ir
Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. P.O.Box: 91775- 1163
Mashhad Water & Wastewater Company

The full text of the articles can be downloaded on the website

Articles in issue:

- **Water Pricing for Wheat Production in Ghahavand Region using Spatial Econometrics**
S.M. Seyedan, A. Morab
- **Study of the Potential of New Biological Technologies to Remove Emerging Contaminants from Wastewater**
B. Asgari Lajayer, E. Moghiseh, M.R. Farshchian, M.A. Abedpour, N. Bagherian Azhiri
- **Critical Review of Reverse Osmosis and Pretreatment Techniques of Inland Desalination Plants**
M. Shah Abedi, S.H. Hashemi, M. Googol
- **Review of Technologies for Recovery and Removal of Phenolic Compounds from Olive Mill Wastewater**
E. Asgarani, F. Barati
- **A Historical Review of Turbulence Flow Modeling and Simulation in Hydraulics**
M. Oskouhi, K. Esmaili
- **Precision Agriculture and Irrigation**
F. Attarzade, R. Pordel Noghabi
- **An Introduction to UNSODA Soil Bank and Its Application in Soil and Water Research**
B. Ghahraman, S. Omid
- **Evaluation and Comparison of Lumped and Semi-Distributed Rainfall-Runoff Models**
B. Mansouri, R. Pirmoradian
- **Calibration and Evaluation of the SWMM Model in Runoff Simulation in District 9 of Mashhad City**
F. Rezayi, A. Bahremand, V. Berdi Shaikh, M.T. Dashturani, S.M. Tajbakhsh
- **A Review on Methods and Models of Surface Water and Groundwater Interaction- with Focus on Regional Integrated Models**
Z. Mahmoodi, A. Bahremand, Kh. Abdollahi
- **Introducing the Water Accounting Plus (WA+) Framework**
S. khazaei, M. Raeini Sarjaz, K. Davari, M. Shafiei
- **Groundwater Policies and Governance in Arid and Semi-arid Regions, (Reviewing Current Policies in Developed Countries)**
T. mahdavi, S.A. Hoseyni
- **Assessing the Impacts of Dams on the Local Community and Environment in Iran: Systematic Review**
F. Nouri Najafi, H. Veisi, K. Khoshbakht, R. Mirzaei Talar-Poshti
- **Introduction of Global Gridded Precipitation Datasets**
S.M. Hosseini-Moghari, Sh. Araghinejad, K. Ebrahimi
- **Comparative Analysis of Watershed Health and Sustainability (Technical Note)**
F. Mirchooli, S.H.R. Sadeghi
- **Issues and Challenges of Real Water Saving through Improving Water Productivity and Use of Modern Irrigation Systems (Technical Note)**
N. Heydari

