

شاپا: ۴۲۵۵-۲۵۸۸

نشریه علمی-تخصصی مطالعات محیط زیست، منابع طبیعی و توسعه پایدار

سال دوم، شماره پنج، پاییز ۱۳۹۷

مطالعات محیط زیست منابع طبیعی و توسعه پایدار

معرفی ابزار پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) برای حفظ و احیای اکوسیستم های تالابی
مرتضی تهامی پورزند

بررسی عوامل تخریب کننده تالاب هورالعظیم
سیده معصومه موسوی، تهمینه آرائی، آذر بابایی، مهری اردوختی

تحلیلی بر مؤلفه های ارتقای فرهنگ محیط زیستی (مطالعه موردی: کارکنان مجتمع تولید روی
بندر عباس)
سید محمدرضا انجوی، شانتیا قاسم زاده، هادی سالاری

بررسی توان بالقوه رواناب معدن فسفات جیرود در آلودگی آب رودخانه جیرود
بهنام رحمانی ایوریق، احمد عباسنژاد، حمید رضا پیروان

تجزیه و تحلیل خشکسالی ها (اقلیم شناسی - هیدرولوژیکی) با بکارگیری روش من کندال در حوضه
زاینده رود (مطالعه موردی: ایستگاه ورزنه)
مائه میرفتاح، هوشمند عطایی

بررسی اثر آبیاری با پساب و چاه بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اراضی زراعی
معصومه فراستی، عابدین توسلی، ابوالحسن فتح آبادی، عبداللطیف قلی زاده

ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست شهر مسجد سلیمان با کاربرد مدل تخریب
ندا اورک، زینب محسن پوریان

شناسایی تأثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه ویر آلودگی محیط زیست ایران
قدرت اله سیاه پور، ندا اورک، فاطمه کریمی اورگانی، سولمازدشتی

اثرات اعتبارات بانک کشاورزی در تغییر کاربری اراضی مزروعی شهرستان همدان
نظامعلی وفاپی، علی توحیدی

اقدامات کاهش دهنده اثرات ناشی از کاربرد کود نیتروژن
فاطمه حمید، مسعود یزدان پناه، مسعود برادران، بیژن خلیل مقدم، حسین آزادی

مطالعات محیط زیست منابع طبیعی و توسعه پایدار

فصلنامه علمی تخصصی مطالعات محیط زیست، منابع طبیعی و توسعه پایدار

سال دوم، شماره پنج، پاییز ۱۳۹۷

شاپا: ۴۲۵۵-۲۵۸۸

اعضای شورای علمی تحریریه:

دکتر محمدجواد امیری، عضو هیئت علمی دانشگاه تهران
دکتر جهانگیر خواجه علی، عضو هیئت علمی دانشگاه صنعتی اصفهان
دکتر مهرناز حانمی، عضو هیئت علمی دانشگاه اراک
دکتر حسین آگهی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر مینا تقی زاده، عضو هیئت علمی دانشگاه اراک
دکتر مهنوش مقدسی، عضو هیئت علمی دانشگاه اراک
دکتر کامران مروج، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر احمد گلچین، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر محمد مشاری، عضو هیئت علمی دانشگاه تهران
دکتر مهدی خدایی مطلق، عضو هیئت علمی دانشگاه اراک
دکتر داود کولیوند، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر مهدی پناهی، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر جعفر نیکبخت، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر رضا معصومی، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر ماندانا بی مکر، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر علی گنجلو، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر فائزه السادات ابطحی، عضو هیئت علمی دانشگاه اراک
دکتر اکبر نیکخواه، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر حسین جوادی کیا، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر مصطفی مصطفایی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر سید احسان فاطمی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر لیلا ندرلو، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر رضاحسین حیدری، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر سعید کریمی، عضو هیئت علمی دانشگاه تهران
دکتر قاسم رحیمی، عضو هیئت علمی دانشگاه بوعلی همدان
دکتر محمود خرمی وفا، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر هوشنگ قمرنیا، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر معصومه فراستی، عضو هیئت علمی دانشگاه گنبد کاووس
دکتر مراد رحیمی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر غلامرضا ربیعی، عضو هیئت علمی دانشگاه شهرکرد
دکتر علی اصغر مقدم، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر یاسر شهبازی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه
دکتر محمد رفیعی الحسینی، عضو هیئت علمی دانشگاه شهرکرد
دکتر قربان مهتابی، عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان
دکتر محمدحسن صالحی، عضو هیئت علمی دانشگاه شهرکرد
دکتر مصطفی قاسمی، عضو هیئت علمی دانشگاه هرمزگان
دکتر مهرانه خدامرادپور، عضو هیئت علمی دانشگاه بوعلی همدان
دکتر حمیدرضا متقیان، عضو هیئت علمی دانشگاه شهرکرد
دکتر زهرا مینوش حقیقی، عضو هیئت علمی دانشگاه رازی کرمانشاه

صاحب امتیاز و مدیرمسئول:

منیژه ملائی

زیر نظر شورای سردبیری

مدیر داخلی: محدثه ملائی



۰۲۱ ۳۳ ۲۰ ۲۴ ۸۷
۰۲۶ ۳۴ ۴۳ ۶۹ ۵۹

۰۲۱ ۴۳ ۸۵ ۷۱ ۲۴

نشانی: کرج، بلوار امام خمینی (باغستان)، بین
خیابان پنجم و ششم، روبروی مجموعه ورزشی
انقلاب، پلاک ۷۳۵، ساختمان پرند، واحد ۱

انتشارات هنر و علوم دانشگاهی
تهران، افسریه، ۱۵ متری اول، کوچه ۲۸،
پلاک ۲۹۳
تلفن: ۰۲۱ ۳۳ ۸۴۰۷۹۲

ف

فراخوان پذیرش مقاله

تنوع گسترده شرایط سرزمین، از نظر آب، هوا، خاک، منابع آب، منطقه، رطوبت، ارتفاع و تجربه‌های نیروهای انسانی در کشاورزی و ... دلالت بر ظرفیت وسیعی دارد. بهره‌برداری پایدار از این منابع برای بهبود شرایط زندگی نسل‌های کنونی و آینده این سرزمین در سایه تلاش فراوان، مقصودی دست‌یافتنی است. رشد و توسعه پایدار کشاورزی از مهمترین هدف‌های هر دولتی است که تحقق آن طریق تحولات بنیادی همه‌جانبه در ساختار کشاورزی، مدیریت و بهره‌برداری مطلوب از منابع و امکانات، سازماندهی و هدایت سنجیده فعالیت‌ها در چارچوب برنامه‌ریزی علمی و منطقی امکان‌پذیر خواهد بود. بی‌شک در دنیای امروز دستیابی به توسعه پایدار در امنیت غذایی بدون در نظر گرفتن توسعه کشاورزی روستایی امکان‌پذیر نیست. موضوع رشد و توسعه پایدار از مباحث مهم در حوزه کشاورزی، محیط‌زیست و منابع طبیعی است که نگاه بخش وسیعی از صاحبان ادبیات علمی این حوزه را به خود جلب کرده است. در کشورما، علیرغم فعالیت‌های صورت گرفته در سال‌های اخیر، فقدان تجربیات علمی و پژوهشی که تبیین‌کننده مفاهیم و مباحث این حوزه باشد، احساس میشود. «فصلنامه مطالعات محیط‌زیست، منابع طبیعی و توسعه پایدار» به دنبال آن است که با گردهم‌آوردن آرای صاحبان اندیشه، دانشگاهیان، متخصصان و علاقه‌مندان کشاورزی، محیط‌زیست و منابع طبیعی، به توسعه این زمینه در کشور کمک نماید. از اینرو از تمامی پژوهشگران دعوت می‌شود مقالات علمی خود را از طریق وبسایت نشریه به نشانی www.ENSd.ir ارسال نمایند.

محورهای نشریه:

- مهندسی کشاورزی
- محیط زیست
- شیلات
- علوم باغبانی
- علوم خاک
- توسعه روستایی
- آبیاری و زهکشی
- علوم دام و طیور
- منابع طبیعی، مرتع و آبخیزداری
- جنگل و صنایع چوب
- مدیریت مناطق بیابانی
- زراعت و اصلاح نباتات
- مهندسی اقتصاد کشاورزی
- ترویج و آموزش کشاورزی
- مهندسی صنایع غذایی
- مکانیزاسیون کشاورزی و مکانیک بیوسیستم

فهرست مقالات

صفحه	عنوان مقاله
۱	معرفی ابزار پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) برای حفظ و احیای اکوسیستم های تالابی مرتضی تهامی پورزندی
۱۹	بررسی عوامل تخریب کننده تالاب هورالعظیم سیده معصومه موسوی، تهمینه آرائی، آذر بابایی، مهری اردوخانی
۲۷	تحلیلی بر مؤلفه های ارتقای فرهنگ محیط زیستی (مطالعه موردی: کارکنان مجتمع تولید روی بندرعباس) سید محمدرضا انجوی، شانتیا قاسم زاده، هادی سالاری
۳۵	بررسی توان بالقوه رواناب معدن فسفات جیرود در آلودگی آب رودخانه جیرود بهنام رحمانی ایوریق، احمد عباس نژاد، حمید رضا پیروان
۴۱	تجزیه و تحلیل خشکسالی ها (اقلیم شناسی- هیدرولوژیکی) با بکارگیری روش من کنдал در حوضه زاینده رود (مطالعه موردی: ایستگاه ورزنه) مائده میرفتاح، هوشمند عطایی
۵۱	بررسی اثر آبیاری با پساب و چاه بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اراضی زراعی معصومه فراستی، عابدین توسلی، ابوالحسن فتح آبادی، عبداللطیف قلی زاده
۶۳	ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست شهر مسجد سلیمان با کاربرد مدل تخریب ندا اورک، زینب محسن پوریان
۷۳	شناسایی تاثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلودگی محیط زیست ایران قدرت اله سیاه پور، ندا اورک، فاطمه کریمی اورگانی، سولمازدشتی
۸۵	اثرات اعتبارات بانک کشاورزی در تغییر کاربری اراضی مزروعی شهرستان همدان نظام علی وفایی، علی توحیدی
۹۳	اقدامات کاهش دهنده اثرات ناشی از کاربرد کود نیتروژن فاطمه حمید، مسعود یزدان پناه، مسعود برادران، بیژن خلیل مقدم، حسین آزادی

معرفی ابزار پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) برای حفظ و احیای اکوسیستم‌های تالابی

مرتضی تهامی پور زرندی

استادیار و عضو هیات علمی، دانشکده اقتصاد و علوم سیاسی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
m_tahami@sbu.ac.ir

چکیده

محدودیت منابع زیست محیطی و کاهش کیفیت آنها در اثر گسترش فعالیتهای تولیدی، مشکلات زیادی را برای جامعه امروز و نسل آینده بوجود می‌آورد. لذا ضرورت دارد تا به منظور منطقی نمودن استفاده از این منابع، از ابزارهای مختلف از جمله ابزارهای اقتصادی استفاده شود. از این‌رو، در حال حاضر در کشورهای مختلف جهان، کاربرد ابزارهای اقتصادی به عنوان مکمل سیاستهای حفاظت محیط زیست به شکل مولفه کلیدی و موثر مورد توجه قرار گرفته است. یکی از ابزارهای مناسب مبتنی بر بازار در این زمینه رویکرد پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) می‌باشد. پرداخت برای خدمات اکوسیستم عبارت است از پرداخت به اقداماتی که سطح خدمات مطلوب اکوسیستم را بالا می‌برد. در واقع، اصطلاحی تخصصی است که برای توصیف طیفی از طرحهای نوآورانه به کار می‌رود که در آن سرمایه‌گذاران و یا استفاده‌کنندگان از خدمات طبیعی مانند خدمات اکوسیستم‌ها، به ارائه‌دهندگان این خدمات پرداخت‌هایی انجام داده و از آنها حمایت مالی به عمل می‌آورند. این ابزار ضمن تبیین موقعیت ذینفعان و تعیین چارچوب همکاری و تقسیم وظایف بین آنها، با ایجاد ساختارهایی همچون بازار و نهاد تامین مالی، در قالب یک برنامه بلندمدت، ضامن پایداری و حفاظت از اکوسیستم‌های طبیعی خواهد بود. در این مطالعه، به تشریح ابعاد، چارچوب و نحوه پیاده‌سازی و الزامات تحقق‌پذیری و پایداری رویکرد PES پرداخته می‌شود و با استناد به تجربیات داخلی و خارجی، زمینه‌های کاربرد موثر این ابزار در کشور در راستای نظام مند نمودن نقش ذینفعان در حکمرانی صحیح اکوسیستم‌ها معرفی می‌گردد. اطلاعات فراهم شده در مطالعه حاضر می‌تواند راهنمایی برای کاربرد این ابزار در جهت حفظ و احیای اکوسیستم‌های طبیعی از جمله تالاب‌های کشور باشد.

طبقه‌بندی JEL: Q57، E42.

واژگان کلیدی: اکوسیستم‌های طبیعی، ذینفعان، پرداخت برای خدمات اکوسیستم، ایران.

۱- مقدمه

امروزه محیط زیست به یکی از مولفه‌های اساسی در سیاستهای جهانی مبدل شده است. بر این اساس، در حال حاضر سازگاری با محیط زیست پیش‌نیاز هر نوع فعالیت اقتصادی قلمداد می‌شود. آلودگیهای زیست‌محیطی یکی از بزرگترین چالشهای فراروی انسان در قرن بیست و یکم را تشکیل می‌دهد. اگرچه کشورهای توسعه یافته با استفاده از سرمایه‌گذاری و فن‌آوریهای نوین در زمینه کنترل آلودگیهای زیست‌محیطی به پیشرفتهای زیادی دست یافته‌اند اما کشورهای در حال توسعه هنوز با چالشهای عمده‌ای در این زمینه مواجه هستند. ناکارآمدی اقتصادی در کشورهای در حال توسعه، رشد جمعیت، تشدید فقر و بهره‌برداری ناکارآمد از منابع، تخریب روزافزون محیط زیست را به همراه داشته است. همچنین حرکت در زمینه آزادسازی تجاری و حاکمیت نظام بازار در بسیاری از کشورها و پیچیده‌تر شدن معضلات زیست محیطی باعث شده تا ابزارهای سنتی حفاظت از محیط زیست (قوانین و استانداردها) از کارآیی لازم برخوردار نباشند.

خدمات اکوسیستم نشان دهنده روند طبیعی و شرایط لازم برای حفظ زندگی انسان می باشد. اینها به عنوان مزایای رفاهی انسان که از طریق اکوسیستمهای طبیعی به دست آمده شناخته میشوند، مانند کنترل سیل، تصفیه آب، و چرخه مواد مغذی. برعکس، خدمات زیست محیطی مزایایی است که از طرف انسان به اکوسیستم وارد میشود، مانند شیوههای پایدار برداشت و یا پروژههای جنگلداری. برآوردهای فعلی نشان میدهد که ارزش سالانه خدمات اکوسیستم در سطح جهانی مقداری بین ۱۶ تریلیون دلار و ۵۴ تریلیون دلار، با میانگین ۳۳ تریلیون دلار آمریکا یا حدود ۱,۸ برابر (GNP) جهانی می باشد. این رقم ارزش باور نکردنی خدمات اکوسیستمی را نشان میدهد که به طور عمده در بازارها در نظر گرفته نمی شوند. این نمونه چشمگیر تاکید می کند که توجه به خدمات اکوسیستم برای سیاست عمومی حیاتی است، هم از لحاظ مزایای رفاه و اقتصاد انسانی و همچنین اقتصاد ۱.

بر اساس اصول اقتصاد محیط زیست ارتباط نزدیکی میان نظام اقتصادی و محیط زیست وجود دارد. علم اقتصاد محیط زیست می کوشد تا با به کارگیری ابزارهای اقتصادی در بهینه سازی استفاده از منابع طبیعی در جهت دستیابی به توسعه پایدار موثر باشد. در این ارتباط، اکوسیستمهای طبیعی از جمله تالابها از جمله مواهب طبیعی هستند که نه تنها فایدههای محسوس و نامحسوس برای جوامع بشری فراهم می کنند بلکه برای دیگر اکوسیستمهای وابسته نیز حائز اهمیت هستند ۲. در این ارتباط، یکی از ابزارهای نوین در راستای حفظ خدمات اکوسیستم، ابزار پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) می باشد که در این مطالعه به بررسی اصول و تجربیات کاربرد آن پرداخته می شود.

۲- مبانی نظری تحقیق

۲-۱- جایگاه ابزار اقتصادی پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES)

همانطور که درک علمی ما از خدمات اکوسیستم و ظرفیت های ما در ارزشگذاری آنها بهبود یافته است، گام منطقی بعدی، توسعه سازوکارهای مبتنی بر بازار است که ما را قادر می سازد تا برای تصمیم گیری در خصوص این ارزشها از مشوق و ابزارهایی استفاده نماییم که تاثیر آنها در قالب قیمت منعکس می شود. در مجموع، پنج گزینه سیاستی وجود دارد که ممکن است دولت ها به طور مستقل یا در ارتباط با مشکلات زیست محیطی استفاده کنند که این گزینه ها شامل تجویز ۳، جریمه ۴، ترغیب ۵، حقوق مالکیت ۶ و پرداخت ۷ هستند. تجویزها شامل نظارت و مدیریت معیارها و استانداردهایی برای تنظیم فعالیت های خصوصی هستند. جریمه برای تغییر الگوهای رفتاری از طریق مالیات و پاداش بدون ممنوعیت مستقیم است. ترغیب به تغییر رفتار اختیاری براساس اطلاعات منتشر شده در مورد عواقب مثبت یا منفی یک عمل اطلاق می شود. حق مالکیت آنچنان که توسط دولت تعیین شده شامل حق دخل و تصرف برای زمین می شود. پرداخت شامل یارانه ها، بخشش های مالیاتی و پرداخت های مستقیم است که نماینده یک رهیافت بازاری براساس ارزشیابی می باشد.

سازوکارهای بازار محور می تواند شامل سیستمهای مبادله تجاری باشد که برای جبران خسارت در یک نقطه، سبب بهبود یک خدمت اکوسیستمی در جای دیگر می شوند و یا انواع گواهی های کاهش انتشار آلاینده و نظائر آن که قابلیت مبادله در بازار را دارند. ابزارهای سیاست گذاری مختلف، روش های مختلفی را برای دستیابی به اهداف خود مورداستفاده قرار می دهند. برای مثال، استانداردهای محیط زیستی بر رعایت حد معینی از انتشار آلاینده ها تأکید دارند، در حالیکه ابزارهای مبتنی بر بازار، بر سازوکارهایی نظیر مالیات ها تأکید می کنند ۸. هر ابزار سیاست گذاری آثار و پیامدهایی را بر سایر بخش های جامعه بر جای می گذارد. شدت و گستره این تأثیرات و این مسئله که اعمال آنها بر جامعه دارای آثار و پیامدهای مثبت و منفی است، نه فقط بستگی به ابزارهای مورد

1 Prospects for a Wetlands Payment for Ecosystem Services Program in Costa Rica, DRAFT for posting on UF/UCR Program website, (8/20/2010)

۲ کریم زادگان، ج. (۱۳۸۲)، "مبانی اقتصاد و محیط زیست"، انتشارات نقش مهر.

3 Prescription

4 Penalty

5 Persuasion

6 Property rights

7 Payment

۸ پوراصغر سنگاچین، ف. ۱۳۸۹. مقایسه تحلیلی ابزارهای اقتصادی برای حفاظت از محیط زیست و پیشنهادهایی برای عملیاتی کردن آنها در برنامه های توسعه کشور، مجله محیط زیست و توسعه.

استفاده دارد، بلکه به برنامه ریزی مؤسسات و نهادهای متولی اجرای این سیاست ها نیز بستگی دارد. شایان ذکر است، هیچ ابزار سیاست گذاری منحصر به فردی وجود ندارد که برای کلیه شرایط، بهترین قلمداد شود بلکه استفاده و به کارگیری هر ابزاری بستگی به تعارضات و بده-بستان بین معیارهای مختلف، اولویت های کشورها و سیاست گذاران، ساختار اقتصادی و اجتماعی و سایر مولفه ها دارد. به طور کلی، ابزارهای اقتصادی مدیریت و حفاظت از منابع طبیعی و محیط زیست را می توان در سه گروه عمده به شرح زیر طبقه بندی کرد^۱.

الف- ابزارهای غیرمتمرکز: نظیر قانون عرفی، وجه الضمان های عملکرد محیط زیستی، مشوق های اخلاقی، حقوق مالکیت و قانون مسئولیت.

ب- ابزارهای مبتنی بر بازار: نظیر عوارض انتشار، عوارض محصول، مالیات های تفاضلی، یارانه ها، سیستم ودیعه-بازپرداخت، مجوزهای قابل مبادله و پرداخت بهای خدمات اکوسیستم^۲ (PES).

ج- کنترل مستقیم از طریق وضع قوانین: نظیر استانداردهای محیط، استاندارد انتشار، یا استاندارد فناوری به موازات ضمانت اجرا.

محیط طبیعی ما خدمات متنوعی به ما ارائه می دهد که به رفاه و خوشبختی اقتصادی ما کمک می کند، از تهیه الوارهای چوبی یا دیگر منابع طبیعی گرفته تا سیستم های تنظیم نظیر ذخیره کربن در خاک و تنظیم آب. این حقیقت که اغلب این خدمات در تصمیم گیری ها ارزش گذاری نمی شوند فاکتور کلیدی است که بر روی اکوسیستم و تخریب آن اثر می گذارد. بر خلاف این پیش زمینه، علاقه به مکانیسم هایی که بهتر ارزش خدمات اکوسیستم را در عمل برآورد می کنند به وجود آمده است. پرداخت خدمات اکوسیستم یکی از این رویکردهای نوین است. پرداخت خدمات اکوسیستم را می توان پرداخت به اقداماتی تعریف کرد که سطح خدمات مطلوب اکوسیستم را بالا می برد و بنابراین می تواند در رویکردهای بازارمحور تعریف گسترده ای داشته باشد. پرداخت خدمات اکوسیستم (PES) فرصت های کلیدی برای پیوند بین فراهم کنندگان خدمات اکوسیستم و کاربران یا سودبرندگان از این خدمات ایجاد می کند و در انجام چنین کاری به صورت بالقوه راه های مقرون به صرفه ای برای جریان سرمایه گذاری فراهم می کند. لازمه آن ابداع شیوه های نوین است زیرا در حال حاضر چه عرضه کنندگان و چه کسانی که از آن سود می برند از نقش خود آگاه نیستند^۳.

۲-۲- تعریف پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) و اصول پایه ای آن

پرداخت برای خدمات اکوسیستم یا PES اصطلاحی تخصصی است که برای توصیف طیفی از طرحهای نوآورانه به کار می رود که در آن سرمایه گذاران و یا استفاده کنندگان از خدمات طبیعی، به ارائه دهندگان این خدمات پرداخت هایی انجام داده و از آنها حمایت مالی به عمل می آورند. اصطلاح «خدمات اکوسیستم» اشاره به مزایای متنوعی دارد که از محیط طبیعی مشتق می شود. مثال هایی از این دست شامل عرضه مواد غذایی، آب و چوب (ارائه خدمات)، تنظیم کیفیت هوا، ریسک سیل و آب و هوا (تنظیم خدمات)، فرصت های تفریحی، گردشگری و آموزش (خدمات فرهنگی) و کارکردهای اصلی زیرلایه ای مانند تشکیل خاک و چرخه مواد مغذی (خدمات پشتیبانی).

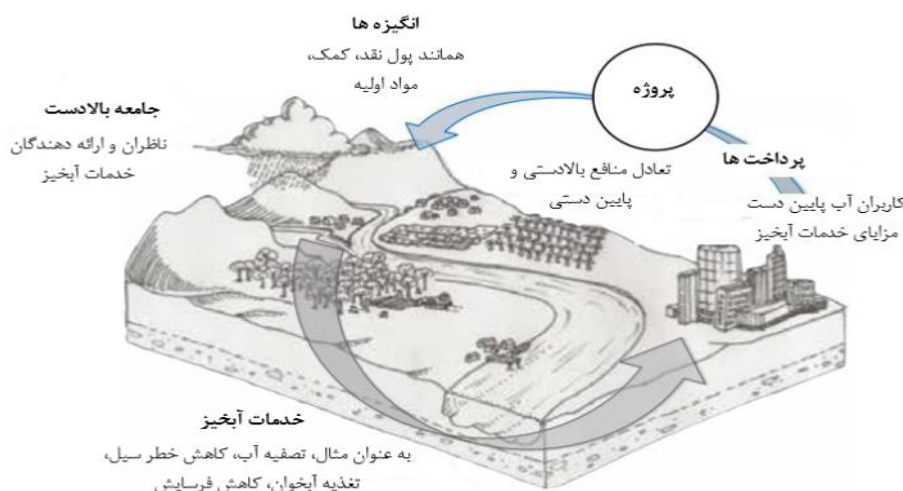
پرداخت هزینه ها برای خدمات اکوسیستم (PES) زمانی رخ می دهد که ذینفعان یا کاربران خدمات اکوسیستم اقدام به پرداخت هزینه هزینه به ارائه دهندگان خدمات می کنند. در عمل، این موضوع ممکن است به صورت مجموعه ای از پرداخت هزینه ها در قبال دریافت جریانی از فواید یا خدمات اکوسیستم رخ بدهد. ایده اصلی این است که هر کسی که خدماتی را ارائه می دهد باید در قبال این کار به او هزینه ای پرداخت هزینه شود (شکل ۱) (اسمیت^۴ و همکاران ۲۰۱۳):

۱ صالحی، ع. حبیبی، ع. پوراصغر سنگاچین، ف. ۱۳۹۰. مقدمه ای بر اقتصاد بوم شناختی. انتشارات دانشگاه تهران.

2 Payment For Ecosystem Services

3 Prospects for a Wetlands Payment for Ecosystem Services Program in Costa Rica, DRAFT for posting on UF/UCR Program website, (8/20/2010)

4 Smith



پرداخت برای خدمات اکوسیستم یکی از راه های اساسی است که در آن یک بازار برای خدمات اکوسیستم می تواند تاسیس شود. آن را می توان اساساً از نظر پرداخت به مدیران زمین و دیگران تعریف کنیم تا فعالیت هایی را بر عهده بگیرند که کمیت و کیفیت خدمات اکوسیستم را افزایش می دهند و به کاربران خاص یا عام که اغلب در دوردست قرار دارند بهره می رسانند. پرداخت برای خدمات اکوسیستم به صورت موثر انگیزه ای برای هدف قراردادن شکست بازار از طریق تغییر انگیزه های اقتصادی که مدیران زمین یا دیگران با آن روبرو هستند که می توانند بر روی تحویل سیستم های اکوسیستم اثر بگذارند، ایجاد می کند. به این معنی، PES می تواند مناسب ابزارهای مبتنی بر بازار (اقتصادی) باشد که شامل مالیات ها و هزینه هاست. مطابق با تعریف عمومی دو ویژگی وجود دارد که برای مکانیسمی که به عنوان PES طبقه بندی می شود باید حضور داشته باشد^۲:

پرداخت برای خدمات اکوسیستم متضمن پرداخت مستقیم از طرف ذی نفعان به فراهم کننده خدمات اکوسیستم است. در پرداخت برای خدمات اکوسیستم ماهیت تعاملات باید داوطلبانه باشد. (مشارکت کنندگان از طرف قانون وادار به معامله نمی شوند).

به بیان دیگر، طرح پرداخت بهای خدمات اکوسیستمی (PES)، مبادله ای کاملاً داوطلبانه است که در آن یک خدمت محیط زیستی با شکلی از کاربری زمین که باعث حفاظت از چنین خدمتی می شود، ارتباط داده می شود. در این مبادله حداقل باید یک خریدار برای خدمات محیط زیست (معمولاً دولت) و حداقل یک ارائه دهنده خدمات محیط زیستی (همان اکوسیستم) وجود داشته باشد. مشروط بر اینکه ارائه دهنده خدمات محیط زیستی ارائه آن خدمت را تضمین نماید. ۳ ایده اصلی پرداخت برای خدمات اکوسیستم این است که کسانی که خدمات اکوسیستم را ارائه می نمایند باید بابت آن به آنها پرداخت صورت گیرد. بنابراین پرداخت برای خدمات اکوسیستم فرصتی برای قیمت گذاری خدمات اکوسیستم که قبلاً قیمتی نداشتند مانند بهبود شرایط اقلیمی، تنظیم کیفیت آب و ایجاد زیستگاه برای حیات وحش با قیمت مناسب فراهم می کند و به این ترتیب این خدمات می توانند وارد مناسبات اقتصادی گردند.

پرداخت برای خدمات اکوسیستم بر اساس اصل "پرداخت توسط ذی نفع" بنا نهاده شده است به جای آنکه "اصل پرداخت توسط آلوده کننده" را در نظر داشته باشد. اجرای یک طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم بدون رعایت اصول پایه آن امکان پذیر نخواهد بود. این اصول که به شرح زیر است، سبب می شود تا با رعایت آنها امکان موفقیت طرح بیشتر گردد.

۱- داوطلبانه بودن^۴: ذی مدخلان یک طرح PES داوطلبانه وارد طرح می شوند.

۱) برای مثال، تمامی خدماتی که تقاضاکنندگان جامعه می خواهند بازاری نیستند که این به عرضه کمتر منجر می شود.

۲ Wunder S. 2005. پرداخت برای خدمات زیست محیطی: برخی از پیچ و مهره CIFOR. مقاله گاه به گاه شماره ۴۲، مرکز تحقیقات جنگل های بین المللی، بوگور، اندونزی.

3 Wunder S. 2007.

4 Voluntary

- ۲- پرداخت توسط ذی نفعان ۱: پرداخت ها توسط افراد ذینفع از این خدمات پرداخت می شود. افراد عادی، انجمن ها، کسب و کارهای تجاری و یا دولت بابت استفاده از خدمات مختلف اکوسیستم میتوانند در این گروه ذینفع قرار بگیرند.
 - ۳- پرداخت مستقیم ۲: پرداخت به طور مستقیم به ارائه دهندگان خدمات اکوسیستم و یا نهایتاً از طریق یک واسطه یا کارگزارانجام می گیرد.
 - ۴- بیشینه نگری ۳: پرداخت ها برای کنش هایی صورت می گیرد که ورای اقداماتی باشد که مدیران اراضی و دیگران می بایست انجام دهند (تامین کنندگان نباید قوانینی مثل رفع الزامات آلوده کننده را جبران کنند).
 - ۵- اطمینان از تداوم ۴: برنامه های مدیریتی که بابت آنها پرداختهای ذی نفعان صورت میگیرد نباید قابل برگشت باشد تا امکان ارائه خدمات مستمر وجود داشته باشد
 - ۶- مشروط بودن ۵: پرداخت ها مشروط و بسته به ارائه مزایای خدمات زیست محیطی است .
 - ۷- اجتناب از کسری ۶: به این معنی است که تضمین خدمات اکوسیستم در یک محل منجر به از دست دادن و یا تخریب خدمات اکوسیستم در جای دیگرنشود.
- تعیین حالت پایه قبل از اجرای یک برنامه PES ضروری است چرا که باید مشخص شود که چنانچه برنامه PES اجرا نشود وضعیت ارائه خدمات اکوسیستمی به چه صورت خواهد بود. این امر در عین حال برای تعیین میزان بیشینه نگری برنامه نیز ضروری است.

۲-۳- ساختار طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم

یک طرح PES باید یک بازی برد برد بین خریدار و فروشنده باشد. اگر خریدار قیمتی کمتر از آنچه که برای تامین این خدمت از منبع دیگر به فروشنده بپردازد احساس خوبی خواهد داشت. مثلاً تامین آب ناشی از مدیریت حوضه باید با قیمت کمتری از تامین آب از طریق تصفیه آب به دست آید. در عین حال یک طرح PES می تواند به شکل پرداختهایی باشد به کشاورزانی که درآمدهای آنها به سبب مدیریت زیست محیطی کاهش یابد. به طور مثال کشاورزان علاقهمندند تا حوضچه هایی برای ذخیره آب داشته باشند و مقدار PES باید این مقدار را پوشش دهد. اما چنانچه مدیریت محیط زیستی در یک منطقه به جای مدیریت رایج سبب کاهش درآمدهای بخش خصوصی- کشاورزان- گردد، باید این درآمد جبران گردد. اما مقدار حداکثر و حداقل این مقدار چگونه تامین میگردد؟ حداقل پرداخت PES که میتوان انتظار داشت برابر با مقدار درآمد از دست رفته کشاورز ناشی از کاهش تولید محصولات کشاورزی است. در تئوری حداکثر پرداخت برابر خواهد بود با ارزش تجمعی از مزایای خدمات اکوسیستم اضافی که به خریدار ارائه می شود. (که ممکن است شامل کاهش خطرات سیل، عرضه آب تازه، زیستگاه برای حیات وحش و غیره) باشد که این موارد بسته به خدمات مورد نظر خریدار متفاوت است. با این حال، بسیاری از این منافع را نمی توان کمی نمود، بنابراین در عمل مقدار پرداخت براساس عرضه و تقاضای خدمات زیست محیطی و برابر مقداری بین حداقل و حداکثر تعیین می گردد.

۲-۴- بازیگران PES و انواع الگوها و سطوح پرداخت

چهار گروه اصلی که به طور معمول در یک طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم درگیر هستند عبارتند از: ۱- خریداران، بهره مند از خدمات اکوسیستم که مایل به پرداخت هزینه برای حفاظت افزایش و یا بازسازی آنها هستند. ۲- فروشندگان، که خدمات محیط زیستی مورد نظر خریدار را به آنها ارائه می کنند. ۳- واسطه ها، که می تواند به عنوان عامل ارتباط خریداران و فروشندگان بوده و در طراحی و اجرای طرح کمک کند. و ۴- ارائه دهندگان دانش، این گروه شامل کارشناسان مدیریت منابع، متخصصان ارزشگذاری، کارشناسان کاربری اراضی، مشاوران کسب و کار و حقوقی که می تواند دانش ضروری توسعه طرح را فراهم کنند.

- 1 Beneficiary pays
- 2 Direct payment
- 3 Additionality
- 4 Conditionality
- 5 Ensuring permanence
- 6 Avoiding leakage

با توجه به ذی نفعان مختلفی که می‌توان در طرح‌های PES در نظر گرفت، می‌توان الگوهای متفاوتی را برای برای آن در نظر گرفت. در واقع معیار اصلی در این الگوها، انواع پرداخت کنندگان یا خریداران خدمات محیط زیستی هستند که بر اساس آن این تقسیم بندی انجام شده است. این الگوها عبارتند از:

طرح های پرداخت دولتی: در این روش پرداختها به اراضی یا مدیران منابع طبیعی به منظور افزایش خدمات اکوسیستم توسط دولت و به نمایندگی از طرف عموم مردم صورت می گیرد.

طرح های پرداخت خصوصی: معاملات خصوصی سازمان یافته که در آن بهره‌مندان از خدمات اکوسیستم به طور مستقیم با ارائه دهندگان خدمات قرارداد می بندند.

طرح های پرداخت دولتی و خصوصی: که در آن دولت و بخش خصوصی هردو پرداختهایی را به مدیران منابع طبیعی بابت ارائه خدمات اکوسیستم انجام می دهند.

علاوه بر این، الگوهای PES می‌توانند در مقیاس های مختلفی جغرافیایی اجرایی شوند. این مقیاس ها شامل مقیاس های بین المللی، ملی، حوضه آبریز و محلی/ همسایگی می‌باشند که در ادامه بطور مختصر توضیح داده شده‌اند:

بین المللی: پرداخت هایی که در چارچوب مکانیسم مختلف بین المللی (نظیر مکانیسم های بازار محور پروتکل کیوتو) توسط کشورهای توسعه یافته به کشورهای در حال توسعه پرداخت می شود.

ملی: به عنوان مثال برنامه نظارت بر محیط زیست، که در آن مبالغی به کشاورزانی پرداخت می شود که کشاورزی با حفظ مبنای زیست محیطی انجام می دهند.

حوضه آبریز: در این الگو استفاده کنندگان از آب در پایین دست مبالغی را به مدیران حوضه آبریز در بالادست بابت مدیریت خوب آنها پرداخت می کنند. این الگو بیشتر تمایل به تامین مالی توسط بخش خصوصی دارد.

محلی/ همسایگی: در این الگو ساکنان یک محل با تشکیل یک صندوق، تامین مالی یک نیروی حفاظتی و سازمان زیست محیطی را جهت مدیریت فضای سبز محلی برای تنوع زیستی، چشم انداز و ارزش های تفریحی به عهده می گیرند.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تحلیلی بر نتایج کاربست ابزار PES در کشورهای مختلف

برنامه پرداخت برای خدمات اکوسیستم (PES) در کشورهای مختلف و در زمینه های متعددی مانند منابع آب، جنگل‌ها، تنوع زیستی و حیات وحش، تالاب‌ها و ... بآب تجربه شده است. به عنوان مثال از جمله مطالعات PES در زمینه منابع آب می توان به مطالعه دانگ و همکاران (۲۰۱۱) در حفاظت از کیفیت آب در میانه مسیر انتقال (شهر شاین چین)، مطالعه تارپی و همکاران (۲۰۰۸) در پاکسازی منابع آب از گیاهان بیگانه در آفریقای جنوبی و مطالعه مونس اسکوبار و همکاران (۲۰۱۳) در پرداخت برای حفاظت از آب در آلمان و کلمبیا اشاره نمود.

یکی دیگر از منابع معتبر بررسی تجربیات جهانی، گزارش وزارت محیط زیست، غذا و امور روستایی انگلیس می باشد که در سال ۲۰۱۳ توسط اسمیت و همکاران^۴، تهیه شده است. در این مطالعه ۱۷ تجربه بین المللی پرداخت برای خدمات اکوسیستم به شرح زیر مورد بررسی قرار گرفته است که عمدتاً بر جنبه های محیط زیستی متمرکز هستند:

پروانه ماهیگیری تفریحی (جنوب شرق انگلستان)

گواهی احیا آب بنیاد زیست محیطی بنویل (BEF)، ایالات متحده امریکا

مناقصه Bush (پوشش گیاهی محلی در استرالیا)

کت اسکیلز (Catskills) ایالات متحده آمریکا

برنامه کمک های بلا عوض به جنگلداری (انگلستان)

1 Dong

2 Turpie

3 Munoz Escobar

4 Smith, et al (2013).

نظارت زیست محیطی- ELS و HLS (انگلستان)

برنامه مبادله مواد مغذی (نروژ)

خدمات اکوسیستم ارتفاعات انگلستان (محدوده دریاچه پارک ملی)

ناحیه دریاچه Nurture (محدوده دریاچه پارک ملی)

پروژه Pumlumon (ولز)

برنامه مدیریت پایدار حوضه آبریز (شمال غرب انگلستان)

کاهش جریان در Pickering (یورک شایر شمالی)

اندیشیدن به بالا دست / جنوب غرب انگلستان

برنامه پرداخت تشویقی برای فعالیتهای حفاظتی در آمریکا

ویتل (Vittel) - پرداخت برای کیفیت آب (تامین مالی)

آب Wessex (جنوب غرب انگلستان)

دستورالعمل جنگلکاری باهدف ترسیب کربن (WCC) / پایلوت ناحیه آموزشی Warcop (کامبریا)

اما برای رعایت اختصار مقاله، در این بند صرفاً به چهار نمونه موفق در این زمینه بطور تحلیلی پرداخته می شود:

الف - تجربه برنامه PES برای حفظ منابع آب و خاک در ویتنام (۲۰۱۲):

خوان و همکاران (۲۰۱۲) توسعه و پیاده سازی سه طرح حمایت از پرداخت برای خدمات اکوسیستم در ویتنام را مورد بررسی قرار دادند. مطالعه موردی اول پارک ملی با وی ۱ در حومه شهر هانوی است. دولت حمایت مالی طرح را پشتیبانی کرد. در اوایل دهه ۱۹۹۰ آغاز شده است. مطالعه موردی دوم استان لام دونگ واقع در منبع رودخانه دونگ نای واقع شده است. بازارهای حاکم بر مقررات شرکت ها باید هزینه خدمات زیست محیطی برای استفاده از خدمات اکوسیستم را پرداخت کنند. این طرح در سال ۲۰۰۸ آغاز شده و هزینه های آغازین را دولت پرداخت می کند. مورد مطالعه سوم ایالت سان لا ۲ است. نوع بازار مشابه به عنوان نمونه مورد مطالعه دوم است و هزینه های راه اندازی توسط دولت تأمین می شود.

خدمات اکوسیستم در مطالعه موردی ۱: پرداخت برای خدمات جنگل ها، در مطالعه موردی ۲: تنظیم آب، حفاظت از خاک و چشم انداز ارائه شده توسط جنگل ها. تداخل کربن و حفاظت از تنوع زیستی برای اندازه گیری بسیار پیچیده بود و در مطالعه موردی ۳: تنظیم آب و حفاظت خاک توسط جنگل ها می باشند.

فعالیت های مدیریتی یا بازسازی برای بهبود جریان این خدمات اکوسیستم در مطالعه موردی ۱: کاشت جنگل و حفاظت از جنگل و در مطالعه موردی ۲ و ۳ حفاظت از جنگل ها می باشند.

کالا یا خدمتی که خرید و فروش می شود در مطالعه موردی ۱ حفاظت و کاشت جنگل می باشد که در مقیاس هکتار اندازه گیری شده است. در مطالعه موردی ۲ تامین ثبات آب در نیروگاه های آبی است که می تواند در تولید برق مورد استفاده قرار گیرد. اندازه گیری بصورت متر مربع است. خدمات فروخته شده تامین ثبات آب با حفاظت از جنگل ها در هر هکتار می باشد و در مطالعه موردی ۳ تامین ثبات آب در نیروگاه های برقی است.

در مطالعه موردی ۱ خریدار دولت است و فروشندگان عبارت از خانوار هایی هستند که در نزدیکی مناطق جنگلی زندگی می کنند. در مجموع ۴۲۰۰ هکتار زمین به ۹۷ خانوار تعلق داشته است. در یکی از مناطق باوی در مجموع ۲۷۰ هکتار به ۶ خانواده تعلق دارد این ۶ خانوار قرار دادی را قبول کرده اند که توسط مقامات محلی تهیه شده است که در آن آمده است که از این مناطق حفاظت انجام شود. به این ترتیب آنها (مقامات) در عوض حفاظت هایی که انجام می دهند اجاره سالانه دریافت می کنند. این پرداخت برای فعالیت هایی است که به منظور حفاظت از جنگل ها انجام می شود.

در مطالعه موردی ۲ خریداران شامل ۲ شرکت دولتی برق آبی، ۱ سازمان عرضه آب و ۱ شرکت گردشگری می باشند. فروشندگان نیز زمین های غیردولتی هستند که توسط ۵۶۴ خانواده اداره می شود. برای اطمینان از اینکه خانوارهای محلی توانستند از درآمد بهره مند شوند، مشاهده می شود که مقامات محلی قرارداد منظمی را از دهه ۱۹۸۰ تنظیم کرده اند. که باعث این شده است که تنها ۱۰ درصد از خانوارهای روستایی دسترسی به مزایای پرداخت برای خدمات اکوسیستم را به دست آورد.

1 . Ba Vi

2 . Son La

در مطالعه موردی ۳ خریداران شامل ۲ نیروگاه برق آبی دولتی و یک منبع آب شرکت است. فروشندگان نیز بیش از ۵۰ هزار صاحب جنگل است که بیشتر خانوار ها می باشند.

طول قرارداد یا برنامه طراحی شده در مطالعه موردی ۱: زمین برای شرکت کنندگان به مدت ۵۰ سال اختصاص داده شد. آنها با مقررات حفاظت از جنگ موافق بودند. پرداخت سالانه VND / ha ۱۰۰,۰۰۰ (5 دلار) برای حفاظت از جنگل و VND / ha ۲,۳ میلیون (153 دلار آمریکا) برای کاشت جنگل.

طول قرارداد یا برنامه طراحی شده در مطالعه موردی ۲: بدون اطلاعات در مورد مدت قرارداد. هزینه خدمات زیست محیطی برای نیروگاه های برق آبی VND ۲۰ (0.125 سنت) در هر کیلووات ساعت؛ برای شرکت های آبرسانی این هزینه در VND ۴۰ (0.25 سنت) در هر متر مکعب آب عرضه شد. واجد شرایط ۵۳ مورد پرداخت VND / ha ۲۹۰,۰۰۰ (16 دلار) برای تنظیم آب، VND / ha ۲۷۰,۰۰۰ (15 دلار) برای حفاظت از خاک و VND / ha ۱۰۰,۰۰۰ (0.5 دلار) برای ارزش های چشم انداز منظره است. تمام پرداخت ها سالانه انجام می شود. در کل ۸. ۲ میلیون دلار برای ۳۴۰۰ خانوار محلی پرداخت شد. هر خانوار ۶۰۰ دلار در سال دریافت خواهد کرد، مبلغی ۳,۷۵ برابر بیشتر از درآمد خود قبل از اجرای طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم. طول قرارداد یا برنامه طراحی شده در مطالعه موردی ۳: بدون اطلاعات در مورد مدت قرارداد. مجموع درآمد ۶۳ میلیارد VND (3,5 میلیون دلار) در سال ۲۰۰۹ و پرداخت متوسط به ازای هر هکتار جنگل ۳۹۷ هزار تن (۲۱ دلار).

برای تعیین قیمت یک تیم برای محاسبه سطوح پرداخت ایجاد شده است، اما برای پیدا کردن هزینه ای مناسب برای شرکت های گردشگری که از زیبایی چشم انداز جنگل استفاده می کردند، موفق نبوده است. این تیم با متقاضیان مختلف در مورد تمایل به پرداخت خود مشورت نمود و ۵ تا ۲۰ درصد از درآمد ناخالص شرکت های گردشگری را به خود اختصاص داد.

ساختار پرداخت ها در مطالعه موردی ۱: این پارک به طور مستقیم توسط وزارت کشاورزی و توسعه روستایی^۱ اداره می شود. هیئت مدیره پارک که قراردادهای ارائه دهندگان را نیز ارائه می دهد. هیچ اطلاعات خاص در مورد نظارت و اجرا وجود ندارد.

ساختار پرداخت ها در مطالعه موردی ۲: یک "سازمان دولتی" اداره و برنامه را نظارت می کند. پرداخت بر اساس مشارکت خانوارها در طرح های پرداخت برای خدمات اکوسیستم انجام شد و نه در انجام خدمات ارائه شده توسط جنگل. برخی از مشکلات در ارتباط با استفاده از گواهینامه های استفاده از زمین وجود داشت، زیرا گاهی اوقات تخصیص های مختلفی را نسبت به منطقه واقعی اختصاص داده است که باعث شده است که پیشرفت های خدمات اکوسیستم را دشوار نماید. بنابراین، پرداخت ها براساس سطح زمین نشان داده شده در گواهینامه استفاده از زمین های شرکت کنندگان و بر اساس کیفیت جنگل ها در زمان تخصیص زمین محاسبه می شود.

ساختار پرداخت ها در مطالعه موردی ۳: توزیع پرداخت ها با تعدادی از مشکلات مواجه شد. فقط ۱۴٪ از کل مبلغ انتقال داده شد. تنها ۱۰ درصد از خانوارها هرگونه پرداختی دریافت کرده اند. این عمدتاً به دلیل پیچیدگی ترتیبات مالکیت محلی بود. روشهایی پرداخت به احتمال زیاد در استان تغییر خواهند کرد. نتایج PES نشان داد که:

در مطالعه موردی ۱ به دلیل کمبود اطلاعات، تنها بخشی از خانواده های علاقه مند قادر به شرکت در این رقابت ها بودند. این اطلاعات تنها به دست مقامات محلی سابق رسید. بازیگران مختلف متضمن ادعاهای متضاد و همپوشانی و حقوق در زمین در پارک بودند. این امر منجر به درگیری هایی میان مقامات پارک و روستاییان شد؛ زیرا دولت از ادعاهای روستاییان در مورد زمین، و همچنین معاملات غیر رسمی و غیرقانونی بین شش دارنده قرارداد جنگل و سایر خانوارهای روستا، نادیده گرفت. اکثر خانوارهای محلی موفق به استفاده از این طرح نشدند.

در مطالعه موردی ۲ هر خانوار مقدار ۳,۷۵ برابر درآمد سالانه خود را قبل از اجرای پرداخت برای خدمات اکوسیستم بدست آورده است. در بسیاری از موارد، پیاده سازی سیاست های پرداخت برای خدمات اکوسیستم بعید است که مشکل مدیریت جنگل های فقیر را حل کند. ساختار فعلی پرداخت ها به فقرا، به ویژه فقیرترین ها، معمولاً خانواده های تازه تاسیس و مهاجرانی که دسترسی به زمین هایی که به شدت وابسته به منابع جنگل و جنگل هستند، دسترسی ندارند.

در مورد مطالعه ۳ به علت کم بودن میزان پرداخت (تنها ۱۰ درصد از شرکت کنندگان پرداخت از خریداران دریافت کرده اند) و به دلیل پیچیدگی موافقت نامه های مالکیت زمین محلی موفقیت چندانی وجود نداشته است.

ب- تجربه برنامه PES در تالاب های کاستاریکا (۲۰۱۰):^۱

این تجربه به لحاظ اینکه بحث PES را برای تالاب ها به عنوان یک اکوسیستم بررسی می کند، حائز اهمیت است. هدف از این مقاله در نظر گرفتن ویژگی های خاص تالاب (مولد بودن خارق العاده آنها، تهدیدهای علیه آنها، و ماهیت دو گانه آبی زمینی اکوسیستم آنها) و پیشنهاد یک سیستم پرداخت برای خدمات زیست محیطی (PES) است که بتواند حفاظت از تالاب های خصوصی در اطراف منطقه حفاظت شده تالابی کنو نگو (cano negro) در کاستاریکا را تشویق کند. برنامه (PES) کاستاریکا در قانون جنگلداری ۷۵۷۵ در سال ۱۹۹۶ ایجاد شد و به این کشور کمک زیادی کرده است که از تهدید جنگل زدائی دهه ۱۹۹۰ عبور کند. با این حال این برنامه فقط خدمات اکوسیستم جنگل را در نظر می گیرد و به طور مستقیم به تالاب ها اعمال نمی شود. گسترش برنامه فعلی (PES) کاستاریکا برای واجد شرایط کردن تالاب ها و برای شامل کردن استراتژی های مدیریت مناسب در اکوسیستم تالاب ها یک فرصت مهم برای رویارویی با بسیاری از تهدیدهای جهانی است که تالاب ها با آن مواجه می شوند.

کاستاریکا شامل یازده تالاب می باشد که به عنوان سایت های رامسر مطرح شده اند. کاریو نگو (cario negro) یکی از آنها است که به دلیل اهمیت آن به عنوان زیستگاه پرندگان مهاجر به عنوان سایت رامسر انتخاب شده است.

کاریو نگو در استان آلاجولا در قسمت شمال مرکزی کاستاریکا در نزدیکی مرز نیکاراگوئه واقع شده است. این منطقه در ۱۹۸۴ به عنوان منطقه حفاظت حیات وحش و در ۱۹۹۱ به عنوان اولین سایت رامسر به جهت اهمیت زیستگاه پرندگان مهاجر تعیین شده است. در حقیقت در طی فصل های بارانی که از می تا نوامبر ادامه دارد دو تالاب بزرگ کاریو نگو به نام های لاگونا سن سباستین و لاگونا کارینونگرو، ۲۳ گونه از پرندگان مهاجر را به خود جذب می کند. تالاب ها مشخصاً از ریف ریو، ریوفریو و ریومونیکو پر می شوند؛ که شامل ۹۹۶۹ هکتار از تالاب ها که خود شامل تالاب های دائمی و موقتی و جنگل های بارانی و مرطوب می شوند. این زمین ها ترکیبی از شاخصه های عمومی و خصوصی را دارند که زمین های خصوصی شامل محدودیت های کشت و استفاده از زمین به جهت مراقبت از زمین های مرطوب می شوند.

نه محدودیت های کشت و تصرف زمین که زه کشی و حفاری و از بین بردن گونه های بومی را ممنوع کرده و نه ثبت کاریو نگو به عنوان سایت رامسر برای مراقبت و حفاظت از زمین های مرطوب کافی نبوده است. فعالیت های انسانی هنوز تهدید های بسیاری را به این منطقه تحمیل میکند از جمله نابودی جنگل ها و زه کشی و چرای بی رویه دام ها و آلودگی آب ها به دلیل کشاورزی و کاهش گونه های جانوری در نتیجه شکار و ماهیگیری غیر قانونی. زه کشی تالاب ها و تغییر مسیر رود ها و فرسایش بر اثر کشت بی رویه نیز منجر به ته نشینی و کوچک شدن تالاب ها در طی چهار دهه گذشته شده است. همچنین خشک شدن تالاب ها و جنگل زدایی این زمین ها را در برابر آتش آسب پذیر کرده از جمله آتش سوزی های ۱۹۹۸ و ۲۰۰۳ که بخش قابل توجهی را از بین برد.

جامعه ساکن کاریو نگو و پیرامون آن نیز به خودی خود با مشکلات عدیده ای روبرو هستند که مستقیماً با تالاب ها مربوط نیست. این مشکلات شامل فقر و زیر ساخت های ضعیف و همچنین محدودیت فرصت های اقتصادی در این منطقه می شود. در حقیقت مالکان زمین های کوچک به سبب نبود گزینه های اقتصادی امکان پذیر به جای کسب سود، زمین های خود را برای چرای دام استفاده می کنند.

کاستاریکا برنامه ی کنونی PES و صندوق ملی تامین مالی جنگلداری خود را تحت قانون جنگلداری ۷۵۷۵ در سال ۱۹۹۶ پایه گذاری کرد. این کشور در سال ۱۹۷۰ دارای یکی از بالا ترین رتبه های جنگل زدایی در دنیا بود. قانون ۴ خدمت اکوسیستم ارائه شده توسط جنگل ها شامل گاز های گلخانه ای، حفاظت از آب برای شهر ها و روستا ها و انرژی برق آبی، حفاظت از تنوع زیستی و زیبایی مناظر را در نظر میگیرد. زمین داران خصوصی زمین های خود را تحت پوشش برنامه مدیریت زیست محیطی یا جنگل زایی از طریق کاشت درخت، محافظت از جنگل های موجود، تجدید طبیعی جنگل ها یا کاشت درخت ها به صورت کشاورزی، ثبت نام می کنند و در عوض برای خدمتی که به محیط زیست انجام داده اند حقوق دریافت میکنند. صندوق ملی تامین مالی جنگلداری تامین مالی برنامه PES را مدیریت میکند و مسئول بیشتر مدیریت PES و وظایف جنگل زایی این برنامه می باشد. با توجه به زیرساخت های موفق موجود مربوط به طرح (PES) جنگل در کاستاریکا و موانع بر سر راه اقدامات سایر سیاست ها، برنامه (PES) تالاب بیشترین پتانسیل را برای یک حفاظت موفقیت آمیز از این اکوسیستم را دارا می باشد. توجه برای برنامه (PES) هم به دلیل تهدیدات مالکیت خصوصی و نیاز به تعادل فرصت های اقتصادی با اولویت حفظ بیشتر منابع طبیعی و هم به

1 https://www.law.ufl.edu/_pdf/academics/academic-programs/study-abroad/costa-rica/PES_draft_report.pdf.

دلیل استفاده از چنین طرح پرداختی که شامل مشارکت داوطلبانه و تشویق‌های مالی کافی آن است، اعمال می‌شود. چنین برنامه (PES) ای باید ویژگی اکوسیستمی تالاب را شناسایی، ارزش این خدمات را تعیین، توسعه بازار را تعدیل و پیشرفت نظارتی آن را در نظر بگیرد.

ج- تجربه برنامه PES برای حفاظت از آبخیز شهری در اکوادور (۲۰۰۸):

واندر و آلبان (۲۰۰۸) پرداخت برای اکوسیستم را در مورد دو طرح پیمامپیرو ۱ و پروفافور ۲ در اکوادور بررسی کردند. این مجموعه شامل ۲ طرح می باشد:

پرداخت برای خدمات اکوسیستم شماره ۱: پیمامپیرو: (۲۰۰۵-۲۰۰۰) برنامه ی حوضه ی آبخیز در پیمامپیرو مربوط به طرح حفاظت از آبخیز شهری. منابع مالی: (۱) استفاده کنندگان از آب (۸۰ درصد از هزینه ها) و (۲) شهرداری منطقه. همچنین (۳) دریافت هزینه های سرمایه ای از سازمان های غیر دولتی بین المللی پایدار چرا که در مورد ادامه دار بودن نقش دولت در این پروژه نگرانی های سیاسی وجود دارد.

پرداخت برای خدمات اکوسیستم شماره ۲: پروفافور: (۲۰۰۵-۱۹۹۳): جنگل ها جذب کننده ی دی اکسید کربن منتشر شده می باشند، برنامه ترسیب کربن برنامه ایی است که به موجب آن شرکت برق هلند به زمین داران منطقه برای حفاظت از جنگل و کاهش کربن پرداخت می کند. منبع مالی: چیزی که پرداخت شده توسط شرکت هلندی ظاهراً: (۱) برقرار کردن سیستم هزینه ای (۲) پرداخت به صاحبان ملک ها و کمک های فنی (۷۰ درصد از هزینه های بهره برداری) (۳) اجرای دولت و غیره (۲۵ درصد از هزینه های عملیاتی)

خدمات اکوسیستم در پیمامپیرو بر حفظ و بهبود کیفیت آب و سطوح جنگلی که دارای پوشش طبیعی از گیاه می باشند و باید مدیریت و توسعه داده شوند، تاکید دارد و در پروفافور ارائه دهنده خدمات ترسیب کربن با پرداخت زمین داران برای کاشت درخت است.

تهدید پیمامپیرو انتقال جنگل ها به کشاورزی است که باعث میشود کیفیت و مقدار آب تغییر کند. همچنین تهدید پروفافور انتقال جنگل ها به کشاورزی است که منجر به انتشار گاز CO2 در سطح جهانی می شود.

کالا یا خدمتی خرید و فروش می شود:

پیمامپیرو: خدمات قابل ارائه آب است که نشان دهنده لازمه وجود مدیریت در جنگل ها می باشد. حدود ۱۹ هزار خانوار و حدود ۶۰۰ هکتار تحت حمایت قرارداد ها می باشند. قرارداد ها متناسب با درصد پوشش گیاهی می باشند اما اکثراً پرداخت برای خدمات اکوسیستم قرارداد ها را با توجه به مقدار خدمات اکوسیستم تعیین می کنند. وجود درختان تبخیر را کاهش می دهد، باعث کاهش روان آب می شود و بهبود مقدار و کیفیت آب را به همراه دارد.

پروفافور: ترسیب کربن، نمونه ای است که در مورد نحوه جذب مقدار واقعی کربن توسط پوشش گیاهی بومی در مقابل دیگر پوشش های گیاهی بحث می کند.

خریداران و فروشندگان پیمامپیرو:

خریداران: ۱۳۵۰ خانوار که ۲۰ درصد اضافه بها برای مصرف آب پرداخت می کنند. بسیاری از آنها آب را مجانی استفاده می کنند. نظر سنجی ها نشان می دهد که ۸۰ درصد حاضر به پرداخت خدمات اکوسیستم برای آب می باشند.

فروشندگان: ۲۷ خانوار در مناطق مختلف که پرداخت می کنند برای مدیریت جنگل. بسیاری از افراد فقیرند با توجه به این که ۳۰ درصد درآمد سالانه خود پرداخت می کنند.

خریداران و فروشندگان پروفافور:

خریداران: بسیاری از شرکت های برق هلندی مایل به کاهش دی اکسید کربن دی هستند. بدیهی است بسیاری از مردم جامعه جهانی از کاهش کربن دی اکساید سود می برند.

فروشندگان: بیشتر مالکان خصوصی هستند. اما جوامع هم بعنوان یک کل مطرحند. دقت کنید که بعضی از فروشندگان نیز از آموزش جنگل بیشتر و فراتر از پرداخت مالی سود میبرند.

طول قرارداد یا برنامه ی طراحی شده پیمامپیرو: در ابتدا ۵ سال است. اما پس از آن در طول زمان بطور نامحدود افزایش یافته است. دقت کنید که آن را در زمان یک سال راه اندازی و ۴ ماه دیگر به مذاکره و نوشتن قرارداد پرداخته است.

طول قرارداد یا برنامه ی طراحی شده پروفافور: تا ۹۹ سال، در طول زمان پرداخت شده است. ابتدا ۸۰ درصد هزینه های کاشت پرداخت می شود و اگر درختان زنده رشد کردند و زنده ماندند، ۲۰ درصد مابقی نیز پرداخت می شود تا انگیزه ای برای مدیریت مناسب دوباره جنگل باشد. این هزینه ها در مجموع ۳۰ درصد پرداخت را شکل می دهد. ۷۰ درصد درآمد حاصل از برداشت است و اگر افراد جنگلها را به طور کامل نوسازی نکنند باید ۳۰ درصد درآمد را پرداخت کنند.

قیمت گذاری در پیمامپیرو بصورت ۶ تا ۱۲ دلار سالانه برای هر هکتار بوده است که به کیفیت نوع جنگل و چگونگی بهبود مقدار و کیفیت آب بستگی دارد. در در پروفافور نیز بر اساس هزینه های فرصت نوسازی جنگل تعیین شده است. علاوه بر آن بازار، قیمت چوب را بصورت مستقیم اندازه گیری می کند.

ساختار پرداخت ها در پیمامپیرو: در عمل ۳ قرارداد از ۱۹ تا بصورت تصادفی بر اساس بازدید سالانه انتخاب می شود و بررسی می شود که آیا همانگونه که گفته شده است انجام میدهند (پانه؟)، اما در عمل پول کمی برای این نظارت در دسترس است. ممکن است آنها را جریمه کنند یا حتی در بعضی مواقع باعث اخراج آنها شوند. این مشروط است به ارائه خدمات اکوسیستم.

ساختار پرداخت ها در پروفافور: از نحوه اجرای قرارداد در هر منطقه حداقل یکبار در سال یا حتی بیشتر بازدید میکند. این هزینه بر است اما تنها ۲۵ درصد از هزینه های کل را شامل میشود. مجازات ها علیه مالکان زمین انجام میشود اما مشکل بزرگ اجرا کردن علیه جوامع میباشد.

نتایج PES نشان داد که هردو طرح برای رسیدن به اهداف محیط زیستی نسبتاً موثر بوده است. عامل کلیدی که در توضیح دستاوردها قابل بیان است این است که اگر هدف طرح کاهش فقر یا دیگر اهدافی که در قرارداد وجود دارد باشد، هر دو تجربه در بهبود یافتن رفاه دریافت کنندگان پرداخت برای خدمات اکوسیستم عمدتاً از طریق درآمد بالاتر موثر بودند.

د- تجربه برنامه PES برای خدمات زیست محیطی در حوزه های آبخیز آمریکای مرکزی (۲۰۰۶)

کوسوی و همکاران (۲۰۰۶) پرداخت برای خدمات زیست محیطی در حوزه های آبخیز آمریکای مرکزی را برای سه منطقه دنبال کردند. این سه طرح شامل جسوس دی اوتورو (هندوراس)، سن پدرو دل نورت (نیکاراگوئه) و هردیا (کاستاریکا) می باشند. کار میدانی از ژوئیه تا دسامبر ۲۰۰۴ انجام شد.

تامین مالی برنامه جسوس دی اوتورو با تامین بودجه از سوئیس به مبلغ ۳۰۰۰۰ دلار آمریکا برای طرح و راه اندازی از سال ۲۰۰۱ آغاز شده است. تامین مالی هردیا از سال ۲۰۰۲ بدون اطلاعاتی در مورد حامی مالی آغاز شده است. مجموع کمک های مالی ۳۲۰۰۰ دلار آمریکا برای طراحی و راه اندازی بوده است و تامین مالی سن پدرو دل نورت از سال ۲۰۰۳ آغاز شده است. صندوقی توسط برنامه برای کشاورزی پایدار در دامنه مرکزی آمریکا ارائه شده است. مجموع کمک های مالی ۱۰۰۰۰ دلار آمریکا برای برپایی اولیه بوده است.

خدمات اکوسیستم جنگل و عمدتاً آب در هر سه مورد مد نظر است و فعالیتهای مدیریتی یا بازسازی برای بهبود جریان این خدمات اکوسیستم شامل موارد زیر است:

جسوس دی اورتو: حذف هر گونه آتش سوزی در طی کاشت یا پس از کاشت یا حتی قبل از کاشت. کاشت انواع حصار ها برای گیاهان، نهادهای آبیاری و تراس. استقرار سیستم های زراعی و تولید کود آلی. اجرای کشاورزی ارگانیک و محافظت از جنگل ها و احیای جنگل ها.

هردیا: پیشگیری و کنترل آتش سوزی جنگل. ممنوعیت شکار و استخراج از محصولات جنگل. ممنوعیت استخراج محصولات چوبی. ممنوعیت تبدیل جنگل به کشاورزی و یا دامپروری. حفاظت از جنگل. احیای جنگل.

1 . Jesus de Otoro

2 . San Pedro del Norte

3 . Heredia

4 . PASOLAC

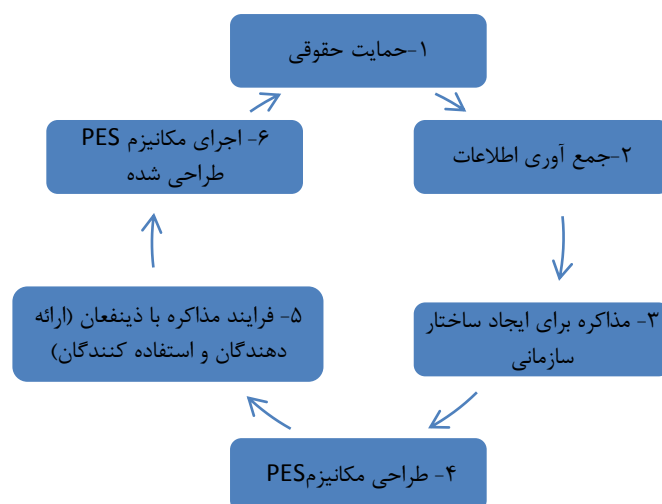
سن پدرو دل نورت: مدیریت و حفظ مناطق جنگلی. پیشگیری و کنترل آتش سوزی جنگل. محدودیت استخراج چوب، اجرای برنامه ریزی های مدیریتی، ممنوعیت پرورش دام. کشت محصولات امرار معاش تنها در یک هکتار برای هر ارائه دهنده و البته بدون استفاده از آفت کش ها و مواد شیمیایی مجاز است.

خریداران درجسوس دی اورتو: ۱۲۶۹ خانوار استفاده کننده از آب وجود دارد. در هردیا: ۴۸۶۶۷ خانوار مصرف کننده آب و یک شرکت خصوصی نوشابه و در سن پدرو دل نورت: ۱۲۵ خانوار استفاده کننده از آب وجود دارد. فروشندگان در هر سه مورد فوق فروشندگان مالکان زمین ها هستند. و غیرذینفع خریدی هم وجود ندارد. اطلاعاتی در مورد طول برنامه وجود ندارد و پرداختها یا به صورت ماهانه به عنوان یک هزینه ثابت یا به عنوان یک پرداخت به عنوان هزینه برای هر متر مکعب آب خریداری شده به قبض آب اضافه می شود.

نحوه قیمتگذاری به این صورت است که درجسوس دی اورتو، این هزینه از طریق رای گیری از نمایندگان بخش های مختلف آب در شهر تعیین شد. در هردیا این هزینه ها به دلایل سیاسی توس دولت تصمیم گیری می شود و در سن پدرو دل نورت، این هزینه از طریق یک فرایند مشارکتی در کمیته آب، که شامل نمایندگانی از بخش های مختلف آب در منطقه تصمیم گرفته شد. ساختار پرداخت ها به این صورت است که خانورها هزینه آب را بر اساس متر مکعب آب مصرفی یا یک مقدار معین در هر ماه پرداخت می کنند و خدماتی قابل فروش هستند که صاحبان زمین توافق نامه به انجام برسانند. در جسوس دی اورتو، واسطه شورای محلی اداره آب و دفع فاضلاب ۱ است. در هردیا، واسطه یک شرکت محلی عمومی برای مونتاژ و بهداشت آب ۲ است و در سن پدرو دل نورت، واسطه کمیته آب (یک کمیته محلی ایجاد شده که جایگزین یک شرکت عمومی ناکارآمد پیش از آن می باشد) است. نتایج pes نشان داد که در هر سه مورد مبلغ دریافت شده از طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم کمتر از ۲٪ از ناخالص سالانه درآمد اکثر ارائه دهندگان را تشکیل میدهد. بسیاری از ارائه دهندگان معتقدند که که مقدار دریافتی آنها منصفانه نیست و هزینه فرصت بزرگتر از پرداخت واقعی یا بالقوه بوده است.

۳-۲- مراحل و فرایند اجرای PES:

در مطالعات مختلف چارچوب و فرایندهای متعددی برای اجرای برنامه PES پیشنهاد شده است که کم و بیش مشابه می باشند. از جمله این مطالعات می توان به مطالعه راموز و همکاران (۲۰۱۱) اشاره نمود که چارچوب اجرای برنامه پیشنهادی پرداخت برای خدمات اکوسیستم را به شکل زیر پیشنهاد می نمایند.



شکل ۱- چارچوب و فرایند اجرای برنامه PES تالاب کانی برازان

با توجه به چارچوب فوق:

۱- در مرحله اول لازم است مبانی قانونی موجود که اجرای برنامه PES را پشتیبانی می‌نماید، بررسی شود تا حمایت‌ها و بسترهای حمایتی موجود مشخص شود.

۲- در مرحله دوم لازم است اطلاعات مورد نیاز برای تدوین برنامه PES و اجرای آن جمع‌آوری شود که این اطلاعات شامل انتخاب سایت مطالعه و شناخت دقیق ویژگی‌های آن، شناسایی و ارزشگذاری خدمات زیست‌محیطی که جبران خسارت یا پرداخت آن صورت می‌گیرد، شناسایی ذینفعان (هر دو ارائه‌دهندگان و مصرف‌کنندگان خدمات محیطی) و تهیه یک مطالعه اقتصادی اجتماعی و مطالعه در مورد توانایی و تمایل پرداخت و مشارکت آنها می‌باشد.

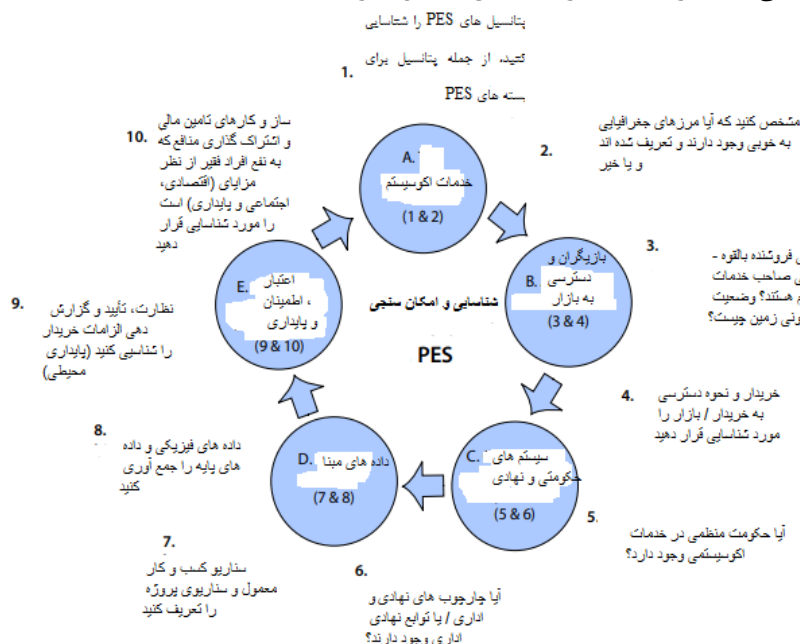
۳- در مرحله سوم لازم است برای ایجاد ساختار سازمانی با جوامع و مسئولین محلی مذاکره شود.

۴- در مرحله چهارم، لازم است مکانیزم PES شامل تهدیدات، اقدامات، خدمات، خریداران و فروشندگان و سیستم قیمتگذاری و قراردادهای تامین مالی مشخص شود.

۵- در مرحله پنجم فرایند مذاکره با ذینفعان مختلف خدمات مورد بررسی در برنامه PES انجام می‌شود تا برای هر کدام از خدمات مورد بررسی بازار ایجاد گردیده و خریداران و فروشندگان مشخص شوند. در مورد خریداران بالقوه و بالفعل لازم است در مورد نحوه ورود داوطلبانه و میزان پرداختی آنها مذاکره شود و در مورد فروشندگان و ارائه‌دهندگان خدمت باید در مورد مبلغی که رضایت و مشارکت آنها را جلب نماید و نحوه پرداخت و قرارداد و کیفیت خدمات قابل ارائه صحبت شود.

۶- در مرحله ششم بر اساس یافته‌های بندهای قبل و نهایی نمودن همه مذاکرات، برنامه PES جاری می‌شود. فاز پیاده‌سازی PES نباید آغاز شود مگر اینکه تمام مراحل قبلی کامل شده باشد. مرحله اجرایی شامل عملی کردن یا راه‌اندازی تمام فعالیت‌های توافق شده در برنامه‌های مدیریتی است که تهیه شده است. در انجام این قسمت، باید از پرسنل واجد شرایط استفاده شود و برای جلوگیری از ضربه زدن و ایجاد انتظارات کاذب، بازیگران درگیر ارائه خدمات محرمانه باید قبل از آغاز اجرا، درباره اهداف و عملکرد مکانیزم PES توجیه شده باشند.

در مطالعات مختلف به شکل‌های دیگری نیز به مراحل اجرای PES اشاره شده است که از جمله آنها می‌توان به مطالعه فریپ ۱ (۲۰۱۴) اشاره نمود. طبق مطالعه مذکور، در عمل، شناسایی خدمات اکوسیستم و خریداران بالقوه و فروشندگان و سپس حل مسائل نهادی، قانونی و فنی می‌تواند امری بسیار پیچیده باشد و این مراحل نیاز به زمان و تخصص زیادی دارند. با توجه به این موارد، راهنمای اجرای عملیاتی PES در قالب ۱۰ مرحله مطابق با شکل ۳ ارائه شده است:



شکل ۳- ۱۰ مرحله در ارزیابی امکان‌سنجی PES

چارچوب فرایند فوق که شامل پنج بخش A تا E و ۱۰ مرحله می باشد به شرح زیر و بطور خلاصه قابل بیان است فریپ (۲۰۱۴):

بخش A بیانگر خدمات اکوسیستم و شامل مراحل ۱ و ۲ می باشد:

مرحله ۱: شناسایی سرویس اکوسیستم: خدمات اکوسیستمی که خرید و فروش می شود، چیست؟

مرحله ۲: مرزهایی واضح تنظیم کنید.

بخش B بیانگر بازیگران و دسترسی به بازار و شامل مراحل ۳ و ۴ می باشد:

مرحله ۳: شناسایی فروشنده (فروشنده ها) و شناسایی خریدار (خریداران)

مرحله ۴: شناسایی بازار و نحوه دسترسی به آن و تنظیم قیمت برای اطمینان از تامین مالی پایدار.

بخش C بیانگر سیستم های حکومتی و نهادی و شامل مراحل ۵ و ۶ می باشد:

مرحله ۵: تعیین حاکمیت خدمات اکوسیستم: آیا تدابیر لازم حاکمیتی وجود دارد؟

مرحله ۶: شناسایی توابع / چهارچوب های نهادی و اداری: آیا تسهیلات سازمانی لازم در محل وجود دارد؟

بخش D بیانگر داده های پایه و شامل مراحل ۷ و ۸ می باشد:

مرحله ۷: ایجاد و مقایسه سناریوهای پروژه و کسب و کارهای مرسوم: سناریوی کسب و کار مرسوم چیست؟ چگونه به عنوان یک نتیجه از طرح PES از آن انتظار داریم؟ به عنوان مثال،

مرحله ۸: جمع آوری داده های بیوفیزیکی یا زیستی فیزیکی.

بخش E بیانگر اعتبار، اطمینان، پایداری و شامل مراحل ۹ و ۱۰ می باشد:

مرحله ۹: تنظیم مقررات اندازه گیری، گزارش و تایید: آیا سیستم هایی برای تأمین اعتبار خدمات ارائه شده وجود دارد؟ کدام

مرحله ۱۰: ساز و کارهای اشتراک گذاری منافع به نفع افراد فقیر جامعه را توسعه دهید: آیا روشی منصفانه و عادلانه برای اشتراک گذاری مزایا وجود دارد؟

با توجه به مطالب گفته شده، بطور خلاصه می توان بیان داشت که برای اجرای طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم لازم است ابتدا شناخت جامعی از مساله و تهدید موردنظر وجود داشته باشد. سپس به ارزیابی ظرفیت ها پرداخته شود و برنامه PES طراحی شود. سپس به مذاکره با خریدار و فروشنده پرداخته شود و این مذاکرات تا رسیدن به یک توافق عملی ادامه یابد و در نهایت طرح توافق شده با لحاظ همه جوانب به اجرا گذاشته شود.

۴- جمع بندی و چندین نکته پیشنهادی

با توجه به بررسی تجربیات جهانی در کشورهای مختلف در خصوص اجرای PES، مهمترین اصول و مفاهیمی که در طراحی یک مکانیزم پرداخت برای بهره مندی از خدمات اکوسیستم باید مورد توجه قرار گیرد شامل موارد زیر است:

داوطلبانه بودن معاملات،

شناسایی خدمات اکوسیستم

شناسایی خریداران یا همان ذی نفعان خدمات اکوسیستم که تمایل به پرداخت دارند،

شناسایی فروشندگان که فعالیت هایشان منجر به عرضه خدمات سودمند می شود،

شناسایی واسطه که ارتباط بین خریدار و فروشنده را شکل داده و به طراحی و پیاده سازی برنامه کمک می کند،

طراحی مکانیزم پرداخت برای بهره مندی از خدمات اکوسیستم و نحوه تامین مالی برنامه می باشد.

همچنین از مهمترین درس آموخته های این مطالعات، کلیدی بودن مفهوم مشارکت در اجرای برنامه ها و همچنین ارتباط بین خریدار، واسطه و فروشنده است چرا که درک آن به توسعه برنامه کمک می کند. درس آموخته دیگر لزوم در نظر گرفتن پیچیدگی مربوط به بر هم کنش های جنبه های فنی، اقتصادی، اجتماعی، قانونی و سیاسی پرداخت برای خدمات اکوسیستم در نظر گرفتن همه عوامل در زمان تهیه برنامه ها می باشد. همچنین ایجاد همدلی بین خریداران و فروشندگان خدمات اکوسیستم زمانی که نتایج پروژه قابل مشاهده و ملموس است، آسانتر است.

بر اساس نتایج مطالعات انجام شده فوق و به طور کلی در تمامی طرح های PES، تامین منابع مالی مورد نیاز همواره از چالشهای اساسی این طرحها بوده است که به شیوه های مختلفی از جمله موارد زیر برای حل آن اقدام کرده اند:

اشخاص حقیقی و دوستداران طبیعت که بصورت داوطلبانه پرداخت می کنند.

سازمان های غیر دولتی که به صورت داوطلب برای خدمات اکوسیستم پرداخت می کنند. صندوق های روستایی که با مشارکت جوامع محلی و بهره برداران محلی تالاب ایجاد می شود. گردشگران (عمدتاً پرنده نگران) که برای دیدن منطقه حق الزحمه پرداخت می کنند. هتل های گردشگری و شرکت بازاریابی و تورهای گردشگری. دولت در قالب بودجه های عمومی یا درآمد مالیاتی صندوق های تامین مالی با مشارکت بخش خصوصی و دولتی. شرکت دولتی برق آبی سازمان های عرضه کننده آب صندوق ها و آژانس توسعه بین المللی خانورهای روستاها و شهرهای مجاور تالاب بر اساس دسترسی مناسب تر به خدماتی مانند آب شرکتهای صنعتی نیازمند آب مانند صنایع آشامیدنی فروش حقوق انتشار کربن یا سایر اوراق و گواهی های خدمات اکوسیستم علاوه بر این، ملاحظات را برای ارزیابی این که آیا PES می تواند به ارائه بهتر محصولات محیط طبیعی کمک کند یا نه باید در نظر بگیریم. این ملاحظات را می توان در قالب موارد زیر خلاصه نمود:

نیاز به شفاف سازی مواردی که دولت دخالت می کند: درواقع بسیار مهم است که دولت فقط مواقعی دخالت کند که توجیه قوی وجود داشته باشد. نمونه های زیادی وجود دارد که چارچوب PES خصوصی داوطلبانه توسعه یافته اند که بیان کننده این است که گاهی نقش دولت ممکن است تسهیل کننده باشد مخصوصاً در جایی که مناسب است موانع توسعه ی PES را حذف کند. کنترل موضوع در سطح مناسب: ملاحظات خاص مربوط به معیاری که با آن خدمات اکوسیستم ارائه می شود. به عنوان مثال در صورتی که PES بتواند پرداخت به مدیران یا صاحبان زمین را هدف قرار دهد، می تواند بر خدمات اکوسیستم مستقیماً اثر بگذارد.

کارایی محیطی: بسیار مهم است که اطمینان حاصل شود PES مزایایی فراتر از آنچه بخشی از کسب کار معمول هستند ارائه می دهد.

مقرون به صرفه بودن: رویکرد PES باید مقرون به صرفه باشد. اما بین ارائه بهتر خدمات اکوسیستم و هزینه های معامله بالاتر ممکن است می توان تعادل برقرار کرد.

در دسترس بودن اثرات توزیعی: رویکرد PES بر روی ارزش گذاری خدمات اکوسیستم (هم از نظر پولی و هم از نظر غیر پولی) و درک این که چه کسی از مزایا سود می برد و چه کسی باید هزینه ارائه را متقبل شود تمرکزی روشن دارد.

باید دقت شود که از اثرات ناخواسته جلوگیری شود: مدیریت اکوسیستم به بعضی از خدمات اکوسیستم نظیر تولید غذا و جلوگیری از سیل بدون برنامه ریزی سیستماتیک فقط می تواند به هزینه ی نادیده گرفتن خدمات دیگر و ذی نفعان آن برسد. بنابراین، ارزیابی در سطح سیستم باید انجام شود تا اطمینان حاصل شود که اقداماتی که فراهم کنندگان انجام می دهند پایدار هستند. به عنوان سخن پایانی باید اشاره شود که در مجموع دلایل زیادی وجود دارد که طرح پرداخت برای خدمات اکوسیستم می تواند در حفظ و احیای اکوسیستم های طبیعی در کشور ما موثر و با اهمیت باشد. این رویکرد بازاری، فرصت هایی نه فقط برای تشخیص اهمیت خدمات اکوسیستم فراهم می کند، بلکه آنهایی را که از خدمات اکوسیستم سود می برند مستقیماً به آنهایی که این خدمات را ارائه می دهند مرتبط می کند و این کار را با شیوه ای مقرون به صرفه انجام می دهد. بنابراین، پیشنهاد می شود به تبعیت از کشورهای موفق جهان، تهیه طرح های آزمایشی PES در زمینه های مختلف منابع آب مانند احیای قنوات، آبخیزداری، انتقال آب، حفظ حوضه های آبخیز، کاش برداشت از آبهای زیرزمینی، حفظ جنگلها و مراتع، حفظ اراضی حریم روستاها، جلوگیری از تغییر کاربری اراضی ساحلی، احیای تالاب ها و ... مورد توجه مسئولین و برنامه ریزان در وزارت نیرو، وزارت جهاد کشاورزی و سازمان حفاظت محیط زیست قرار گیرد.

مراجع

- ۱- پوراصغر سنگاچین، ف. ۱۳۸۹. مقایسه تحلیلی ابزارهای اقتصادی برای حفاظت از محیط زیست و پیشنهادهایی برای عملیاتی کردن آن‌ها در برنامه‌های توسعه کشور، محیط زیست و توسعه، سال ۱، شماره ۱، از صفحه ۷۳ تا ۹۰.
- ۲- صالحی حبیبی، ع. پوراصغر سنگاچین، ف. ۱۳۹۰. مقدمه ای بر اقتصاد بوم‌شناختی. انتشارات دانشگاه تهران.
- ۳- کریم‌زادگان، ح. ۱۳۸۲، "مبانی اقتصاد و محیط‌زیست"، انتشارات نقش مهر.
- 4- Fripp E. 2014. Payments for Ecosystem Services (PES): A practical guide to assessing the feasibility of PES projects. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- 5- Dong Z., Yan Y., Duan J., Fu X., Zhou Q., Huang X., Zhu X., and Zhao J. 2011. Computing Payment for Environmental Services and their Impacts on the Poor. International Institute for Environment and Development, 254 p.
- 6- Escobar Munoz M., Hollaender R., and Weffer C.P. 2013. Institutional Durability of Payments for Watershed Ecosystem Services: Lessons from Two Case Studies from Colombia and Germany. (In Press).
- 7- Turpie J.K., Marais C., and Blignaut J.N. 2008. The Working for Water Programme: Evolution of a payments for Ecosystem Services Mechanism that addresses both Poverty and Ecosystem Service Delivery in South Africa. Ecological Economics, 65 (4): 788 -798.
- 8- Wunder S., and Alban M. 2008. Decentralized Payments for Environmental Services: The Cases of Pimampiro and Profafor in Ecuador. Ecological Economics, 65 (4): 685-698.
- 9- Prospects for a Wetlands Payment for Ecosystem Services Program in Costa Rica, DRAFT for posting on UF/UCR Program website, (8/20/2010)
- 10- Wunder S. 2007. The Efficiency of Payments for environmental Services in Tropical Conservation", Conservation Biology, 21 (1): 48-58.
- 11- Ramos Rodas, V. and Godínez Cifuentes, B. 2011 Handbook on Implementing Environmental Payment Mechanisms, Based on the Experience of the IUCN Tacaná Project. Tacaná Project, IUCN. San Marcos, Guatemala.
- 12- Smith, S., Rowcroft, P., Everard, M., Couldrick, L., Reed, M., Rogers, H. & White, C. (2013). Payments for ecosystem services: a best practice guide. Defra, London.

Introducing Payment for Ecosystem Services (PES) Tool to Preserve and Revitalize Wetlands Ecosystems

Morteza Tahami Pour Zarandi

Assistant Professor and Faculty Member, Faculty of Economics and Political Science, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

m_tahami@sbu.ac.ir

Abstract

The limitation of environmental resources and their reduction due to the expansion of production activities creates many problems for today's society and future generations. Therefore, it is necessary to use various tools, including economic instruments, in order to rationalize the use of these resources. Hence, in the various countries of the world, the use of economic instruments as complementary to environmental protection policies has been considered as a key and effective component. One of the market-based tools in this regard is the Payment for Ecosystem Services (PES) approach. Payments for ecosystem services are payments to actions that raise the level of ecosystem services desirable. In fact, it is an expert term used to describe a range of innovative projects in which investors or users of natural services, such as ecosystem services, make payments to providers of these services and sponsor them. This tool, while clarifying the status of stakeholders and defining a framework for cooperation and the division of tasks between them, by creating structures such as the market and the financing entity, will be a guarantor of sustainability and protecting natural ecosystems in the form of a long-term plan. In this study, we outline the dimensions, framework, and implementation methods and the requirements for the realization and sustainability of the PES approach. Based on internal and external experiences, the areas of effective application of this instrument in the country in order to systematize the role of stakeholders in good governance ecosystems are introduced. The information provided in this study can be used for guidance on the use of this instrument for the preservation and revitalization of natural ecosystems, including wetlands in the country.

JEL Classification: Q57, E42.

Keywords: Natural Ecosystems, Stakeholders, Payment for Ecosystem Services, Iran.

بررسی عوامل تخریب کننده تالاب هورالعظیم

سیده معصومه موسوی^۱، ته‌مینه آرائی*^۲، آذر بابایی^۲، مهری اردو خانی^۴

۱. مدرس دانشکده محیط زیست کرج

۲. دانش آموخته مهندسی منابع طبیعی-محیط زیست دانشکده محیط زیست کرج

۳. دانش آموخته مهندسی منابع طبیعی-محیط زیست دانشکده محیط زیست کرج

۴. دانش آموخته مهندسی منابع طبیعی-محیط زیست دانشکده محیط زیست کرج

Tahmineh.araee65@gmail.com

چکیده

تالاب بین المللی هورالعظیم یکی از مهمترین تالاب های ایران است که در استان خوزستان در مرز با کشور عراق قرار گرفته است. در حال حاضر این تالاب به طور جدی در معرض نابودی قرار دارد، و طبق آمار ها و کارهای پژوهشی بسیاری که در سال های اخیر انجام گرفته مشخص شده که تخریب هرچه بیشتر، این تالاب مهم را تبدیل به منبع تولید گرد و غبار در ایران خصوصا مناطق غربی نموده است بنابراین شناخت دقیق عوامل تهدید کننده بر اساس میزان تاثیر گذاری آنها، برای مدیریت این تالاب و همه تالاب های در معرض تهدید الزامی است. در این مقاله سعی شده است به عوامل عمده تخریب و آلودگی تالاب هورالعظیم پرداخته شود. نتایجی که از این تحقیق بدست آمد مشخص شد با توجه به اینکه موقعیت تالاب که بروی منابع و سفره های نفتی قرار دارد، عملیات اکتشاف و بهره برداری نفت بیشترین نقش را در تخریب این تالاب داشته است که خود ناشی از خلاء های قانونی موجود در کشور بوده است در نتیجه مشکلات این تالاب را دو چندان کرده است. امید است که با اقدامات کارشناسی و به موقع در جهت حفاظت بیشتر این تالاب مهم قدم برداشت.

کلمات کلیدی: تالاب هورالعظیم، آلودگی ها، عوامل تخریب، حفاظت تالاب

۱-مقدمه

تالابها دارای اهمیت استراتژیکی هستند چنان که همواره به عنوان یک کانون عملیاتی آبی - خاکی مورد استفاده قرار گرفته اند. تالابها ارزش زیستگاهی فوق العاده ای دارند؛ از نظر جوامع گیاهی و جانوری دارای تنوع بسیار زیادی هستند و محل زندگی گونه های آسیب پذیر و در خطر انقراض می باشند. در هورها انواع پرندگان، گیاهان (هوایی، غوطه ور و شناور) و ماهی ها یافت می شوند. با توجه به فراوانی و تنوع حیات گیاهی و جانوری، تالاب مکان بسیار مناسبی را برای مطالعه جامعه گیاهی و جانوری فراهم می کند و از نظر کنترل سیلاب، تصفیه ی آب، تثبیت پوشش گیاهی، پاک سازی هوا و جلوگیری از بیابان زایی نقش بسیار مهمی را ایفا می کنند. به علاوه باید به نقش توریستی و تفریحی تالابها نیز اشاره کرد که می توانند در طول سال، به ویژه در فصل سرد مورد توجه جهانگردان قرار بگیرند (حلبیان و شبانکاری، ۱۳۹۵). تالاب ها از جمله نظام های حیات بخشی هستند که مطلقا جایگزین ندارند؛ اما هیچ یک از اکوسیستم های جهان به اندازه تالاب ها صدمات ناشی از برخوردهای سطحی و کوتاه فکری بشر و تمایلات خودخواهانه انسان محوری را تجربه نکرده اند و متأسفانه هنوز روند تخریب این بوم سازگان طبیعی که ده ها کارکرد متفاوت و موزون را یکجا در خود دارند متوقف نشده است. (سبزوئی و همکاران، ۱۳۹۲). تالاب هورالعظیم که مورد بحث این مقاله است، در حال حاضر از لحاظ زیست محیطی در معرض تخریب است؛ عواملی چون تغییرات کیفی آب، بهره برداری نفت، صید بی رویه ماهی، تغییر کاربری اراضی، احداث سد و نیروگاه و... که در این مقاله به طور خلاصه به آنها اشاره میشود، از جمله این عوامل هستند. نابودی این منبع

آبی کم نظیر منجر به تبعات زیادی برای محیط زیست میشود، بنابراین ضرورت ایجاد میکند که با شناسایی عوامل تهدید کننده، که هدف این نوشتار است، مانع ادامه روند تخریب این تالاب شد.

براساس تعریف ارائه شده توسط کنوانسیون رامسر، تالاب شامل مردابها، باتلاقها، لجنزارها، آبهای طبیعی یا مصنوعی اعم از دائمی یا موقت است که آبهای شیرین، شور یا لب شور در آن بصورت راکد یا جاری یافت شود و مشتمل بر آن دسته از آب های دریایی است که عمق آب در پایینترین نقطه جزر از شش متر تجاوز نکند. (سبزوایی و همکاران، ۱۳۹۲).

حقاب محیط زیستی تالابها به بخشی از ظرفیت آبی حوضه آبریز که به منظور تامین نیاز آبی تالاب با یک برنامه توزیع زمانی با پیشنهاد سازمان وزارت نیرو و متناسب با شرایط اقلیمی تخصیص می یابد. پایداری تالابها به شرایطی از کمیت و کیفیت تالاب که علاوه بر حفظ ویژگی های محیط زیستی تالاب بتواند در بلند مدت ارائه خدمات برای جوامع انسانی را پشتیبانی نماید. (آیین نامه نحوه حفاظت، احیا و مدیریت تالابهای کشور، ۱۳۹۴)

این مقاله با هدف شناسایی عوامل تخریب تالاب بین المللی هورالعظیم به بررسی این عوامل پرداخته و در نهایت راهکارهایی جهت رفع این معضلات ارائه می دهد.

۲- روش تحقیق

این پژوهش بر مبنای مستندات علمی و تجربه سایر محققین و مشاهدات و بررسی های میدانی که در منطقه مورد مطالعه صورت گرفته و همچنین با بررسی مطالب کتابخانه ای پایان نامه ها و طرح های تحقیقاتی و جستجوی سایت ها و سایر منابع علمی به مطالعه مشکلات و آسیب های تالاب هورالعظیم پرداخته شد و در نهایت راهکارهای کارشناسانه جهت رفع این مشکلات ارائه گردید.

۳- موقعیت منطقه مورد مطالعه

تالاب هورالعظیم در غرب خوزستان و در انتهای رودخانه کرخه، بین دو کشور ایران و عراق، در موقعیت جغرافیایی ۴۷ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی و ۳۱ درجه و ۵۰ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. تالاب هورالعظیم در واقع قسمت ایرانی تالاب بزرگ بین النهرین می باشد و مرز آبی دو کشور ایران و عراق نیز محسوب میشود و بر روی سفره های عظیم نفتی قرار گرفته است. این تالاب با توجه به شرایط توپوگرافیک منطقه شمال خلیج فارس که دارای زمین های پستی میباشد، همراه با تالاب هورالعمار در کشور همسایه، مجموعه منحصربفرد "تالاب های بین النهرین" را بوجود آورده اند از کل وسعت این تالاب نزدیک به دو سوم آن در خاک عراق و یک سوم آن در خاک ایران قرار دارد و با احداث خاکریز مرزی توسط عراق، مساحت آن در خاک ایران به ۸۷۹ کیلومتر مربع میرسد. (بهروزی راد، ۱۳۸۷)

بخش غربی این تالاب به وسیله رودخانه دجله در خاک عراق و بخش شرقی آن از رودخانه کرخه و بارندگی های سالیانه تغذیه میشود. (فولادوند و همکاران، ۱۳۹۲)



شکل ۱- موقعیت تالاب هور بین دو کشور ایران و عراق (منبع: عکس ماهواره ای تهیه شده توسط نرم افزار google eart, 2016)

۴- بررسی عوامل تخریب تالاب هورالعظیم

۴-۱- سموم و زهاب کشاورزی

توسعه کشاورزی در اطراف تالاب هور که به ناچار با مصرف سموم کشاورزی همراه خواهد بود، در دراز مدت کیفیت آب را تغییر خواهد داد. سموم کشاورزی بوسیله زهاب از طریق زهکشهای مزارع به آبهای سطحی و زیرزمینی نفوذ کرده و آنها را آلوده ساخته است. این سموم نه تنها کیفیت آب را تغییر داده بلکه از طریق نفوذ در بدن ماهیان وارد بدن انسان ها شده و مسبب انواع بیماری ها میشود. (مولا، ۱۳۹۴)

۴-۲- وارد شدن فاضلاب شهرهای پیرامون به تالاب

تغییر کیفی آب های ورودی در فصول کم آبی به علت ورود آب زهکش های کشاورزی مسیر رودخانه و فاضلاب های انسانی روستاها و شهرهای مستقر در حاشیه رودخانه کرخه و احتمالاً دجله در عراق و تشدید این پدیده در تابستان نسبت به زمستان، که فصل پرآب شدن رودخانه و در نتیجه رقیق تر شدن مواد آلاینده است، باعث ایجاد دگرگونی در کل آب اکوسیستم تالابی هور شده است و با توجه به اضافه شدن میزان فسفات و ازت و افزایش مواد غذایی آب رودخانه ها (در نتیجه ورود فاضلاب انسانی و عناصر فسفر و ازت وجود در کودهای شیمیایی)، میزان این عناصر در هور افزایش یافته و باعث غنی شدن آب میشود. این مواد در تغذیه گیاهان نقش اساسی داشته و به سرعت جذب شده و منجر به رشد بیشتر انواع گیاهان آبی مثل خزه ها و نی ها و عدسک های آبی میشود. افزایش گیاهان درون آبی هور میتواند با کاهش میزان اکسیژن محلول در شرایط افزایش ناگهانی این پوشش باعث ظهور پدیده یوتروفیکاسیون و تخریب اکوسیستم آبی هور شده و جمعیت ماهی های با ارزش و بومی آن را به مخاطره اندازد. به علاوه گسترش سطوح پوشش گیاهی در رابطه با اثر زیستگاهی خود، موجب دور نمودن پرندگان آبی مهاجر میشود. بطور مثال پوشش انبوه نی هور میتواند بر پدیده مهاجرت پرندگانی که به آبهای کم پوشش نیازمندند، اثر سوء بگذارد. (بهریزی راد، ۱۳۸۷)

۴-۳- آتش سوزی های خود به خودی و تعمیدی در تالاب

آتش سوزی در تالاب بیشتر توسط دامداران و جهت سوزاندن نی های بلند برای رشد مجدد نی و استفاده دام از جوانه های تازه نی صورت میگیرد. از دیگر عوامل آتش سوزی میتوان به فعالیت های نظامی ارتش، صیادان و شکارچیان غیر مجاز اشاره کرد. آتش سوزی طبیعی نیز در فصل تابستان از بقیه موارد معمول تر است. (افخمی و همکاران، ۱۳۸۷)

۴-۴- عملیات بهره برداری نفت (میدان نفتی آزادگان)

از مهمترین عوامل تخریب هور، عملیات اکتشاف میدانی نفتی و حفر چاه های نفت از سالهای ۱۳۷۹ تا کنون است. نتایج کلی بررسی تغییرات میکروکلیمایی منطقه نشان داده است تالاب در طی این دوره دچار تخریب و از مساحت کلی آن کاسته شده است. آلودگی حاصل از ضایعات ماشین آلات حفاری و تجهیزات مکانیکی، فاضلاب، زباله و ... از اثرات طرح توسعه میدان آزادگان است علاوه بر این موارد، به دنبال فعالیت های صنعت نفت در منطقه، ارتباط آبی بین بخش های مختلف تالاب برقرار نیست و به همین دلیل این تالاب در برخی قسمت ها به حالت مرداب درآمده است. (چمبری، ۱۳۸۵)

۴-۵- احداث جاده و خاکریز

در طول جنگ ایران و عراق، به منظور ایجاد موانع و حفظ استحکامات و احداث جاده های دسترسی از سوی هردو کشور، در داخل و خارج هورالعظیم با ایجاد خاکریزها و جاده های متعدد تغییراتی در منطقه به وجود آمده که به تغییرات سالیانه در سطح آب منجر گردیده است. احداث جاده و خاک ریز علاوه بر قطع ارتباط آبی مناطقی از هور که به شوره زار شدن آنها منجر شده است، موجب محدود شدن منابع غذایی در دسترس در حاشیه هور شده است. از آنجا که پرندگان مهاجر تالاب اغلب آبچر بوده و در آبهای کم عمق زمستان گذرانی میکنند، خشک شدن این مناطق وسیع موجب تجمع پرندگان در یک بخش خاص در تالاب گردیده و این تراکم باعث بروز رقابت غذایی و تغذیه نامناسب پرندگان و در نهایت باعث نامناسبی محیط زیست میشود. (بهریزی راد، ۱۳۸۷)

۴-۶- تخلیه فاضلاب صنعتی

بررسی های انجام شده نشان می دهد که رودخانه کرخه در مسیر خود و پیش از تخلیه به تالاب هور جهت برداشت آب برای صنعت به میزان ۷ میلیون متر مکعب استفاده میشود که بخش اعظم آن بصورت فاضلاب به رودخانه برگشت داده میشود. (مولا، ۱۳۹۴)

۴-۷- احداث سد

در سال ۱۹۹۸، ایران شروع به ساخت بزرگترین سد بر روی رودخانه کرخه نمود و این در حالی است که این رودخانه یکی از بزرگترین منابع آبی هورالعظیم است و نقش مهمی در حیات این تالاب دارد. احداث سد کرخه نه تنها بر مقدار آب، بلکه ممکن است بر کیفیت آب ورودی به تالاب نیز مؤثر باشد. در گزارش برنامه محیط زیست سازمان ملل ۲۰۰۳، دولت ترکیه بیشترین سهم را در سدسازی و مسدود کردن جریان آب دجله و فرات داشته است (پروژه جنوب شرق آناتولی). کاهش ورودی جریان به تالاب باعث کاهش سطح آب و افزایش شوره زارهای اطراف تالاب شده است و این به معنای آن است که بادهای شدید میتواند بصورت طوفان های نمک ظاهر شود. (قربانیان و کردوانی، ۱۳۹۳)

شاید بتوان مهمترین چالش سدسازی با زیست بوم های تالابی کشور را عدم رعایت حقابه تالابها از آب مهار شده در پشت سدها دانست.

۴-۸- اثرات اقدامات نظامی در خلال جنگ تحمیلی

در طول جنگ بین ایران و عراق، به منظور ایجاد موانع و حفظ استحکامات و احداث جاده های دسترسی از سوی هر دو طرف درگیر، در داخل و خارج هورالعظیم با ایجاد خاکریزها و جاده های متعدد تغییراتی در منطقه بوجود آمده که به تغییرات سالیانه در سطح آب منجر گردیده است. (مختاری، سلطانی فرد و یآوری، ۱۳۸۸)

۴-۹- فعالیت های کشاورزی

این فعالیت ها در جلگه های پایین دست تالاب باعث میشود آب کمتری به این تالاب برسد. کشت گسترده برنج در مناطقی که بخشی از حقابه را برداشت کردند باعث کاهش ورودی آب به تالاب شده است.

۴-۱۰- ادعای مالکیت بعضی از بومیان بر روی قسمت هایی از تالاب

برخی از بومیان منطقه در بخش هایی از تالاب که خشک شده بود، اراضی را به زیر کشت برده اند و حال که تالاب در حال احیا شدن است و تالاب آبیگری شده است، ادعای مالکیت دارند.

۴-۱۱- آلوده شدن تالاب به فلزات سنگین

مهمترین منابع ورود سرب به محیط، صنایع باتری سازی، سوخت های فسیلی، رنگ سازی و شیشه و لعاب میباشد و در خصوص کادمیم، پساب صنایع آبکاری، فیلم سازی، کنده کاری، ترکیبات نفتی، لجن فاضلاب و کودهای فسفاته از منابع عمده ورود این فلز به محیط زیست تالاب هستند. وجود کارخانجات صنعتی در اطراف تالاب هور و ورود پساب آنها به تالاب به همراه وجود هیدروکربن های نفتی و نیز ورود فاضلاب های کشاورزی و خانگی، میتواند توجیه کننده آلودگی بخش های مختلف تالاب با عناصر سنگین باشد. (فاطمی و حمیدی، ۱۳۸۹)

۴-۱۲- عدم پرداخت حق آبه تالاب

تا قبل از سال ۱۹۷۳ تالاب هورالعظیم از نظر تامین آب با مشکلی مواجه نبود ولی با انحراف جریان آب رودخانه های دجله و فرات و احداث سد های مخزنی در بالادست آنها، حدود ۷۰ درصد از مساحت آن خشک شد و منجر به از بین رفتن محیط زیست طبیعی تالاب گردید. زهاب ناشی از اراضی کشاورزی بالادست نیز املاح زیادی به تالاب وارد می کنند که با تبخیر شدید آب از سطح تالاب، آن را در آینده به نمکزار تبدیل خواهند کرد. (زیبانیچی و همکاران، ۱۳۸۸)

واگر در خصوص پرداخت حق آبه مسلم تالاب هورالعظیم ضمانت اجرایی و قانونی صورت نپذیرد این تالاب تبدیل به یک کانون بزرگ تولید گردو غبار در ایران و منطقه می شود کما اینکه بدلیل خشک شدن بخشی از تالاب هم اکنون یکی از منابع تولید گردو غبار در ایران همین تالاب می باشد.

۴-۱۳- عدم لزوم بازنگری قوانین مربوط به تالابها

یکی دیگر از عوامل تهدید تالابها عدم بکارگیری قوانین کاربردی در زمینه جلوگیری از آلودگی و تخریب تالاب ها از جمله هورالعظیم می باشد. ضعف قوانین کاربردی و چارچوبهای قانونی در زمینه پوشش دهی منابع تالابی و همچنین عدم وجود رویه های الزامی و ضمانت اجرایی کافی در قوانین مربوط به تالابها به چشم میخورد. یکی از مشکلات موجود در بحث بهره برداری از تالابها این است که قوانین موجود، اختیارات متعددی را برای بهره برداری از تالابها، در اختیار ارگانهای مختلف قرار داده است. (دبیری و همکاران ۱۳۹۳)، بطور مثال در سال ۱۳۸۷ و بر اساس مصوبه وزیران عضو کمیسیون اقتصاد، حدود ۸ هزار هکتار از زمینهای تالاب برای ۳۰ سال به وزارت نفت برای انجام عملیات اکتشاف و بهره برداری واگذار شده است. این در حالی است که بر اساس ماده ۱۶ قانون حفاظت و بهسازی محیط زیست، کلیه عرصه های تالابی متعلق به دولت و در اختیار سازمان محیط زیست است و این سازمان نمیتواند عین آنها را واگذار کند.

۴-۱۴- عدم آگاهی عمومی

یکی دیگر از چالش ها در مسیر حفاظت از تالابها، سطح پایین آگاهی عمومی و ضعف مشارکت عمومی است. این در حالی است که در ردیف "د" بند "الف" ماده ۶ قانون حفاظت و بهسازی محیط زیست تنظیم و اجرای برنامه های آموزشی برای عموم در زمینه حفظ محیط زیست و بطور غیرمستقیم تالابها از وظایف سازمان حفاظت محیط زیست است. همچنین با توجه به اینکه تالابها دامنه وسیعی از انواع زیستگاه ها را شامل میشوند و حفظ خصوصیات بوم شناسی آنها به کمیت و کیفیت مناسب ذخیره آب بستگی دارد، این مطلب به ندرت در قوانین و برنامه ریزیها انعکاس می یابد و باعث میشود تالابها مانند سایر مناطق طبیعی در نظر گرفته شوند. (دبیری و همکاران، ۱۳۹۳)

۴-۱۵- سایر عوامل تخریب کننده تالاب

از دیگر عوامل تخریب کننده تالاب هورالعظیم میتوان به موارد زیر اشاره کرد:

- احداث جاده های دسترسی به مرز (جاده امام رضا و...)
- تغییر کاربری اراضی تالاب به کاربری های کشاورزی و مسکونی و صنعتی
- اصولاً تغییرات کاربری اراضی، موجبات تغییرات اکوسیستمی و شکنندگی اکولوژیک و گسیختگی اکوسیستمی و نتیجتاً آغاز روند شدیدی منفی در بوم سازگانه های تالابی هورالعظیم را فراهم ساخته است. ثال بارز تغییر کاربری بی ضابطه در محیط های تالابی کشور، گسترش کشاورزی در حاشیه تالاب هورالعظیم می باشد. که باعث تخریب تالاب شده است.
- برداشت بی رویه از آب تالاب جهت مصارف کشاورزی
- شکار بی رویه و غیر قانونی پرندگان
- برداشت گیاهان تالاب جهت تامین علوفه، سوخت و خانه سازی
- استفاده از سم و الکتروشوکر برای صید بی رویه ماهی به خصوص ماهی های با ارزش شیلاتی
- فرسایش در بالادست و انباشت رسوبات
- خشکسالی
- جایگزینی گونه های مهاجم و غیر بومی به جای گونه های بومی
- تغییرات کیفیت آب ناشی از بالادست حوضه
- احداث دایک مرزی به طول حدود ۱۰۰ کیلومتر و تقسیم تالاب به دو بخش شمالی و جنوبی (سبز قبائی و همکاران، ۱۳۹۱)
- که تداوم اختلالات و عوامل فوق، باعث بروز مشکلات زیر میشود:
- * کم شدن تعداد ماهی های تالاب هور به علت کاهش اکسیژن محلول

*کاهش یا نوسانات ناپایدار جمعیت پرندگان مختلف و بروز رقابت درون گونه ای و بین گونه ای مرتبط با آن

*محدودیت تالاب، منجر به عدم پذیرش آب اضافی رودخانه های ورودی به آن شده و سبب برگشت آب و در نتیجه بروز سیل در مناطق همجوار و حریم مصب رودخانه ها خواهد شد.

*در شناسایی و تحلیل گرد و غبار مناطق غربی ایران با تکنیک سنجش از دور نشان داده شده است که کاهش رطوبت و خشک شدن بستر آب تالاب هورالعظیم، منجر به ریزدانه شدن و تغییر نوع بافت خاک شده و یکی از کانون های پدیده گرد و غبار استان خوزستان است. (مختاری و همکاران، ۱۳۸۸)

۵- مواردی که می توان با استفاده از آنها اثرات تخریبی تالاب هورالعظیم را کاهش داد:

- انجام مطالعات قبل از اجرای طرح های عمرانی و توجه به تبعات زیست محیطی آنها
- پایش دائمی تالاب
- اجتناب از برداشت بی رویه آب تالاب
- آگاه کردن بومیان منطقه از تبعات تخریب تالاب
- آموزش کشاورزان منطقه جهت استفاده استاندارد از سموم کشاورزی
- ایجاد تاسیسات تصفیه فاضلاب در منطقه
- ملزم کردن کارخانجات اطراف تالاب و عموم مردم به رعایت اصول زیست محیطی و انجام بازرسی های ثابت و سیار به منظور رسیدن به این هدف
- جلوگیری از برداشت بی رویه نی از تالاب
- اعمال جریمه های نقدی سنگین برای صنایعی که بر بار آلودگی تالاب می افزایند
- جلوگیری از اجرای طرح های کشاورزی که آب زیادی را مصرف می کنند(آب بر) در مناطق با اقلیم های خشک-طراحی برنامه های گردشگری با در نظر گرفتن اثرات سوء آن بر اکوسیستم حساس تالاب(فولادوند و همکاران، ۱۳۹۲)
- استفاده از اطلاعات مربوط به نقشه های تغییرات کاربری اراضی و سنجش از دور و پایش منظم منطقه بوسیله تصاویر ماهواره ای برای مدیریت تالاب (مکرونی و همکاران، ۱۳۹۵)
- درگیر کردن ارگانها در طراحی برنامه ها و اجرای آنها. زیرا وقتی برنامه مدیریت با مشارکت آنها نوشته شود، در اجرا آنان را متعهد می کند و نوعی ضمانت اجرایی از سوی این ارگان ها را در پی خواهد داشت.(دبیری و همکاران، ۱۳۹۳)

نتیجه گیری

تالاب هورالعظیم، سیستم اکولوژیک پیچیده ای است که در اثر عوامل مختلف همچون ورود زه آب های کشاورزی، عملیات اکتشاف و بهره برداری نفت، صید بی رویه آبزیان، سد سازی و خشکاندن بخش های وسیعی از تالاب جهت استفاده های متفاوت، که از مهمترین عوامل تهدید کننده تالاب هستند، در شرایط پرنوسان و اختلال قرار گرفته است. در حال حاضر با احداث آب بند ها و سد های گسترده بر ورودی های آب تالاب، از مقادیر حقابه زیستی تالاب به شدت کاسته شده است. که با اجرای قانون پرداخت حقابه اکوسیستم ها باید از خشک شدن این تالاب مهم جلوگیری نمود.

برای احیای زندگی و تنفس مجدد تالابها، باید آثار جنگ شامل مین ها جمع آوری شوند. و فعالیت های اکتشافی وزارت نفت و خطوط انتقال نفت که از مهمترین عامل تخریب تالاب هورالعظیم است؛ باید ساماندهی درست و قانونی پیدا کند، پروژه های متعدد توسعه در بخشهای وسیعی از کشور در حال اجراست و بخش زیادی از آنها تالابها را تحت تاثیر قرار می دهد. از جمله این پروژه ها، حفاری های نفتی در خشکی و دریا مثل پروژه اکتشاف نفت در تالاب شادگان، پروژه استخراج نفت دشت آزادگان که تالاب هورالعظیم را با چالش مواجه ساخته که با اجرا کردن قانون حفاظت از تالابها می توان تا حدودی تأثیرات این توسعه های بدون برنامه ریزی را کاهش داد.

از ریختن فاضلاب های صنعتی، روستایی، شیمیایی و زه کشها به تالاب جلوگیری شود،

آموزش بعنوان رکن اصلی محیط‌زیست و توسعه جوامع بشری و حفاظت از محیط‌زیست مطرح است. آموزش زیست محیطی موجب افزایش آگاهی زیست محیطی و در نتیجه ایجاد باور و شناخت و نهایتاً فرهنگ و وجدان زیست محیطی خواهد شد. عدم آموزش جوامع محلی و عدم آگاهی از فلسفه حفاظت از سوی جوامع محلی نهایتاً به نابودی تالاب منجر می‌شود. در نهایت، نتیجه کلی که میتوان گرفت این است که استفاده پایدار و معقولانه از تالاب بدون چارچوبهای قانونی و رسمی مناسب، نمیتواند در سطح ملی و محلی بطور موثر ارتقا یابد. تالاب هویت منطقه است و خرده فرهنگ ها به آن وابسته است. با از بین رفتن تالاب، هویت تاریخی ارزشمندی از دست میرود و ماهیت زندگی عوض میشود، بنابراین جهت جلوگیری از نابودی کامل این مناطق باید برنامه های کارشناسی شده ای را در زمینه مدیریت آنها تدوین نمود.

مراجع

- ۱- افخمی، م. اسدآبادی، ا.، جامعی، ن. و صادقی، ل.، ۱۳۸۷، بررسی وضع موجود تالاب هورالعظیم، اولین همایش ملی تالاب های ایران
- ۲- بهروزی راد، ب.، ۱۳۸۷. تالاب های ایران. چاپ اول، تهران، انتشارات سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح.
- ۳- چمبری، ش.، نبوی، م. و جعفرزاده، ن.، ۱۳۸۵، بررسی عوامل آلاینده آلی تالاب هورالعظیم با استفاده از فاکتورهای کیفی آب و شاخص های زیستی، سومین همایش ملی بحرانهای زیست محیطی ایران و راهکارهای بهبود آنها
- ۴- حلییان، ا. و شبانکاری، م.، ۱۳۹۵، بررسی روند تغییرات زمانی- مکانی تالاب های بین النهرین و عوامل مؤثر بر آن، فصلنامه انسان و محیط زیست، شماره ۳۹ زمستان ۹۵
- ۵- دبیری، ف.، ریاضی، ب.، طاهری یزدی، ف.، ۱۳۹۳، وضعیت اجرایی کنوانسیون رامسر در ایران. پایداری، فصلنامه پایداری، توسعه و محیط زیست، دوره اول، شماره ۲، پاییز.
- ۶- زبانچی، م.، ناصری، ع.، جعفرزاده حقیقی، ن. و بینام، ۱۳۸۸، تشریح یک مدل بیان کمی و کیفی در تعیین حقایق تالاب ها (تالاب هورالعظیم)، سومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست
- ۷- سزقبائی، غ.، ۱۳۹۱. آنالیز مقایسه ای فشارها و تهدیدات تالاب های گرمسیری با استفاده از روش شناسی RAPPAM، فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اهواز، سال چهارم، شماره ۱۴.
- ۸- فولادوند، س.، صیاد، غ.، حمادی، ک. و معاضد، ه.، ۱۳۹۲، بررسی تغییرات کمی و کیفی آب ورودی به تالاب هورالعظیم در اثر احداث سد مخزنی کرخه، مجله کشاورزی علوم و مهندسی آبیاری، دوره ۳۶، شماره ۴
- ۹- فاطمی، م.، حمیدی، ز.، ۱۳۸۹. بررسی و سنجش فلزات سنگین کادمیم و سرب در عضله برخی ماهیان خوراکی تالاب هورالعظیم. مجله شیلات، سال چهارم، شماره اول
- ۱۰- قربانیان، ج.، کردوانی، پ.، ۱۳۹۳. آنالیز بافت ریزگردهای شهر اهواز به روش پرتو ایکس و رابطه تشدید این طوفان ها با تخریب تالاب هورالعظیم. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اهواز، سال ششم، شماره ۲۰.
- ۱۱- مختاری، س.، سلطانی فرد، ه.، یآوری، الف.، ۱۳۸۸. خودسازماندهی در تالاب هورالعظیم با تاکید بر اکولوژی سیمای سرزمین. فصلنامه پژوهش های جغرافیای طبیعی، شماره ۷۰.
- ۱۲- مصوبه هیات وزیران، مورخ ۱۳۹۴/۴/۲، آیین نامه نحوه حفاظت، احیاء و مدیریت تالاب های کشور، مصوبه هیات وزیران، شماره ۵۱۱۹۲/۴۱۰۴۴ ه
- ۱۳- مکرونی، س. و همکاران، ۱۳۹۵. آشکارسازی روند تغییرات کاربری اراضی تالاب هورالعظیم با استفاده از تکنیک سنجش از دور و سیستم اطلاعات جغرافیایی.
- ۱۴- مولا، ع.، ۱۳۹۴. مهمترین آلاینده های تالاب هورالعظیم و راهکارهای مقابله با آن. اولین کنفرانس ملی علوم و مدیریت محیط زیست ایران، ۱۷ اردیبهشت ۱۳۹۴.

تحلیلی بر مؤلفه‌های ارتقای فرهنگ محیط‌زیستی مطالعه موردی: کارکنان مجتمع تولید روی بندرعباس

سید محمد رضا انجوی^۱، شانتیا قاسم زاده^۲، هادی سالاری^{۳*}

۱- کارشناس ارشد مدیریت صنعتی، مدیر عامل مجتمع تولید روی بندرعباس

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، مدیر HSE مجتمع تولید روی بندرعباس

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی ایمنی، بهداشت و محیط زیست، مسئول واحد بهداشت مجتمع تولید روی بندرعباس
hadisalar_i_hse@yahoo.com

چکیده

در سالهای اخیر، بحرانهای محیط زیستی یکی از مهمترین چالشهایی است که در قرن حاضر بشر با آن رو به روست. بسیاری از دانشمندان برای کاهش بحرانهای محیط زیستی یا پیشگیری از آنها ضرورت و لزوم برقراری ارتباط و تعامل جدید بین طبیعت و انسان، و همچنین نیاز به یک فرهنگ محیط زیستی جدید را مطرح کرده‌اند. پژوهش حاضر بر آن است تا فرهنگ محیط زیستی و عوامل مؤثر بر آن را در مجتمع تولید روی بندرعباس بررسی کند. این تحقیق با استفاده از روش نمونه‌گیری خوشه‌ای و بهره‌گیری از پرسشنامه انجام شده است. در مجموع، ۲۲۲ پرسشنامه کامل جمع‌آوری شد و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. یافته‌های پژوهش نشان می‌دهد که فرهنگ محیط زیستی با متغیرهای امکانات و خدمات ارائه شده، احساس کارآمدی و آموزش محیط زیستی رابطه‌ای مثبت و معنادار دارد و با متغیرهای دانش محیط زیستی و هنجار اجتماعی دارای رابطه‌ای غیرمعنادار است. نتایج آزمون رگرسیون چند متغیره بین متغیرهای مستقل و فرهنگ محیط زیستی نشان می‌دهد که از بین متغیرهای وارد شده در مدل، دو متغیر فرصتها و امکانات ارائه شده و احساس کارآمدی معنادار هستند.

واژگان کلیدی: محیط زیست، تولید روی بندرعباس، فرهنگ محیط زیستی، احساس کارآمدی.

۱- مقدمه

بحران محیط زیستی یکی از مهمترین چالشهایی است که بشر در قرن حاضر با آن روبه‌روست. تغییر در آب و هوا، کاهش تنوع زیستی، تخریب محیط زیست، و فجایع به وجود آمده ناشی از آن، کمبود آب، و بسیاری دیگر از مشکلات، واقعیت‌هایی هستند که تغییراتی را در الگوهای زندگی نسل حاضر ایجاد کرده‌اند و آینده را نیز تحت تأثیر قرار خواهند داد. شیوه رویارویی با این بحران محیط زیستی قطعاً در کیفیت زندگی نسل حاضر و آتی تعیین‌کننده است. با این حال محدوده عمل وسیع نیست... (ایزاک مارکز و همکاران، ۲۰۱۱). بسیاری از این مشکلات محیط زیستی در فقدان آگاهی و ضعف فرهنگی، در ارتباط بین انسان و طبیعت ریشه دارد (شبیری و همکاران، ۲۰۱۵). در این جهان به سرعت در حال تغییر، یکی از تغییرات بسیار مهم در تفکر معاصر، بازنگری در درک افراد از رابطه بین انسان و طبیعت است. علاوه بر این، بحران محیط زیستی نیاز ضروری به یک مفهوم جدید از ارتباط بین طبیعت و انسان، بین محیط طبیعی و محیط انسان ساخته و همچنین نیاز به یک فرهنگ محیط زیستی جدید را مطرح می‌سازد. با توجه به حساسیت‌ها و نگرانی‌های ایجاد شده در زمینه بحران محیط زیست، دانشمندان بسیاری در جهان شیوه‌های متنوعی را برای کاهش آسیب‌های به وجود آمده برای زمین ارائه کرده‌اند. اما نکته قابل توجه این است که بسیاری از دانشمندان به جای اینکه تغییری در الگوهای رفتاری و انتخاب سبک زندگی جدید متناسب با تحولات محیط زیستی را پیشنهاد کنند به راه‌های فناورانه روی آورده‌اند. در واقع همان‌طور که راجپوت و باجاج (۲۰۱۱) اشاره و تأکید می‌کنند «راه حل مشکلات محیط زیستی صرفاً بر دوش فناوری نیست». علی‌رغم اینکه امروزه فناوریهای پاک عامل مهمی در حل و فصل بسیاری از

فشارهای محیط زیستی محسوب می شوند، برخی از دانشگاهیان و سیاست گذاران حامی محیط زیست توافق دارند که تغییر رفتار افراد از طریق تغییرات عمیقتر در جامعه نیز نقشی حیاتی ایفا می کند (جکسون و میکایل، به نقل از ویلیوویت، ۲۰۰۹). همان طور که ساندروز و همکاران (۲۰۰۶) اظهار داشته اند، «گذار به پایداری جهانی، نیازمند تغییر در ارزشهای انسانی، نگرشها و رفتارها است». متناسب با رویکرد مبتنی بر تغییر سبک زندگی و رفتار ضد محیط زیستی، بسیاری از دانشمندان، سازمانها و افراد نگران در سراسر جهان فراخوان هایی برای تغییر فوری و اساسی فرهنگ و رفتار انسانی و به کارگیری فناوریهای سازگار با محیط زیست به منظور حفظ سیستم های حمایت کننده حیات زمین ارائه کرده اند (ویلیوویت، ۲۰۰۹). با توجه به مطالب فوق، به نظر می رسد که در کشور ما نیز وضعیت محیط زیستی به سرعت به مرحله بحران رسیده و این در حالی است که در مقایسه با جوامع غربی، فرهنگ محیط زیستی در بین مردم متناسب با عمق فاجعه و بحران شکل نگرفته است. در این شرایط به نظر می رسد بررسی ارزشها، رفتارها و سبک زندگی شهروندان و درکل فرهنگ محیط زیستی بهترین گزینه برای یک پژوهش علمی باشد.

بی تردید توسعه پایدار و همه جانبه، هدف اصلی کلیه برنامه های توسعه ای و چشم انداز بیست سال آینده کشور را شکل می دهد. در این راستا توجه به راهکار ها و اصول پذیرفته شده بین المللی و متناسب با فرهنگ و ارزش های ملی ما می تواند دستمایه ای ارزشمند برای دستیابی به توسعه پایدار باشد. امروزه مسائل زیست محیطی عمیقاً دارای مفهوم اجتماعی اند و در کل مسائل زیست محیطی ریشه فرهنگی دارند و به منظور پذیرش بافتهای فرهنگی یک جامعه بایستی به صورت ساختاری با موضوع برخورد نمود. حفظ محیط زیست به مسائل زیادی ارتباط دارد که بزرگترین و مهمترین آن مسئله فرهنگ اجتماعی است. لذا این مطالعه با هدف تحلیل بر مؤلفه های ارتقای فرهنگ محیط زیستی از دیدگاه کارکنان مجتمع تولید روی بندر عباس در سال ۱۳۹۷ انجام گرفته است.

۲- پژوهش های پیشین

شاهنوشی و عبدالهی (۱۳۸۶) به تحلیل فرهنگ محیط زیستی و برخی از عوامل مؤثر بر آن پرداخته اند. یافته های آنها گویای آن است که تقریباً ۲۰ درصد شهروندان آگاهی محیط زیستی پایین، ۷۰ درصد متوسط و ۱۰ درصد آگاهی محیط زیستی بالایی دارند. همچنین، رابطه متغیرهای سن، سطح تحصیلات، محل تولد، بومی بودن، پایگاه اقتصادی-اجتماعی و نزدیکی با طبیعت با متغیر فرهنگ محیط زیستی مورد تأیید قرار گرفته است. در این پژوهش فرهنگ محیط زیستی معادل سه مؤلفه آگاهی، نگرش و رفتار محیط زیستی در نظر گرفته شده است.

کمالی مهاجر و فراهانی (۱۳۹۱) معتقدند که مصادیق ناپایداری مانند استفاده نامناسب از انرژی، بهره برداری بی رویه از منابع طبیعی، فقر، افزایش جمعیت، الگوهای نادرست تولید و مصرف، افزایش آلودگی ها عمدتاً مشکلات محیط زیستی محسوب می شوند. بنابراین حفاظت از محیط زیستی جزء تفکیک ناپذیر توسعه پایدار به شمار می آید. آنها بر این باورند که فرهنگ عامل تعیین کننده رفتارهای افراد یک جامعه است و رفتارهای محیط زیستی نیز از این امر مستثنی نیستند. امروزه مسائل محیط زیستی عمیقاً دارای مفهوم اجتماعی اند و درکل ریشه فرهنگی دارند.

نتایج پژوهش شوماخر (۲۰۱۳) نشان می دهد که جوامع با ثروت کم نمی توانند آزادانه برای فرهنگ محیط زیستی هزینه کنند. در واقع، جامعه تنها میتواند در حفظ محیط زیست سرمایه گذاری کند به شرط اینکه کیفیت محیط زیست در سطح نامناسبی قرار داشته باشد. جامعه ای که به سطح خاصی از توسعه اقتصادی دست می یابد، ممکن است بخشی از ثروتش را در راه توسعه فرهنگ محیط زیستی صرف کند. زمانی که کیفیت محیط زیستی و ثروت هر دو در سطح بالایی قرار داشته باشند، جامعه ممکن است موقتاً سرمایه گذاری هنگفت در فرهنگ محیط زیستی را مطلوب بداند. برای جوامعی که از کیفیت محیط زیستی پایینی برخوردارند، سرمایه گذاری در فرهنگ ممکن است حلقه بازخوردی مثبتی را القا کند.

نتایج پژوهش اژدري (۱۳۸۲) نشان می دهد که فرهنگ عامل اصلی و به معنای موتور توسعه پایدار و حفاظت از محیط زیست است. بهبود محیط زیست زمانی حاصل خواهد شد که محیط طبیعی و فرهنگی انسان با هم مرتبط باشند. لازمه تحقق چنین هدفی، وجود اخلاق زیست محیطی در تمامی اقشار یک جامعه در یک کشور می باشد. اخلاق زیست محیطی رفتار ایده آل بشر نسبت به محیط زندگی خود اعم از محیط طبیعی، محیط اجتماعی و فرهنگی است.

متکالف (۲۰۱۲) معتقد است که وجود برنامه های آموزشی محیط زیستی می تواند پیش فرضهای مشترک ذهنی درباره اهمیت محیط زیست را تغییر دهد که این موضوع متعاقباً فرهنگ محیط زیستی سازمان را تغییر میدهد. نتایج مطالعه وی نشان میدهد که

«آموزش محیط زیستی» با فرهنگ محیط زیستی ارتباط مثبتی دارد. «اهداف محیط زیستی» بر فرهنگ محیط زیستی مؤثر است و «حمایت مدیریتی از طرح های محیط زیستی» با فرهنگ محیط زیستی نیز رابطه مثبت دارد. با مرور پیشینه تحقیق میتوان سرنخ هایی را درباره عناصر تشکیل دهنده فرهنگ محیط زیستی به دست آورد. شهنوشی و عبداللهی (۱۳۸۶) آگاهی، نگرش و رفتار محیط زیستی را اجزای تشکیل دهنده فرهنگ محیط زیستی معرفی کرده اند. ایزاک مارکوئز و همکاران (۲۰۱۱) فرهنگ محیط زیستی را مجموعه ای از نگرشها، نیت های رفتاری و دانش محیط زیستی در نظر گرفته اند. متکالف (۲۰۱۲) فرهنگ محیط زیستی را پیش فرض هایی ذهنی در نظر گرفته است که میتوانند تفاسیر، اهمیت و رفتار درباره موضوعات محیط زیستی را هدایت کنند.

۳- تعاریف اصطلاحات و واژگان

با توجه به مطالعات پیشین و چارچوب نظری پژوهش، تعریف و تحدید متغیرها به صورت زیر خواهد بود:

۳-۱- فرهنگ محیط زیستی

پارسونز و کروبر، فرهنگ را به مثابه یک سیستم سمبلیک معنایی معرفی کرده اند؛ سیستمی که توان به کارگیری و اعمال تحلیل فرهنگی را در هر حوزه از فعالیت اجتماعی دارد (ربانی و ماهر، ۱۳۹۱). لینتون فرهنگ را «جمع کل دانشها، نگرشها و الگوهای رفتار عادی مشترک و منتقل شده توسط اعضای یک جامعه خاص» توصیف می کند. فرهنگ پتانسیل زیادی برای تأثیر بر محیط زیست دارد. بنابراین، بدیهی است که فرهنگ نقش بسیار مهمی در شکل دهی به چگونگی نگاه ما، ارزشدهی و به دنبال آن مواجه شدن با معاملاتی که بر محیط زیست تأثیر می گذارند، دارد. ما این نوع خاص از فرهنگ را که با چگونگی رفتار بشر با سیاره زمین مرتبط است، فرهنگ محیط زیستی می نامیم (شوماخر، ۲۰۱۳).

۳-۲- دانش محیط زیستی

دانش محیط زیستی، شامل اطلاعاتی که افراد درباره محیط زیست، و معضلات محیطی، عوامل مؤثر در گسترش آن، و همچنین اطلاعات در مورد آنچه فرد میتواند برای بهبود این وضعیت انجام دهد، می شود (شبیرو و همکاران، ۱۳۹۲).

۳-۳- هنجار اجتماعی

هنجارها شکل معینی از عمل هستند که مورد توافق و قرارداد جمع هستند. البته همه باورهای مشترک به هنجار تبدیل نمی شوند (افقی و صادقی، ۱۳۸۸). برخی از محققان هنجارهای اجتماعی را مؤلفه مفیدی برای درک بهتر رفتار اجتماعی انسان تلقی می کنند (مینتون و رز، ۱۹۹۷). با این حال، انواع مختلفی از هنجارهای اجتماعی وجود دارد، یکی از آنها هنجار شخصی است که با مفهوم از خود مرتبط است و به عنوان یک احساس تعهد اخلاقی تجربه می شود (مینتون و رز، ۱۹۹۷). هنجارهای شخصی اشاره به اظهاراتی دارند در مورد اینکه فرد چگونه باید رفتار کند (به طور کلی) و یا اینکه فرد معتقد است چگونه باید با توجه به دیگران و محیط زیست رفتار کند (دیتز و همکاران، ۲۰۰۵).

۳-۴- امکانات و خدمات ارائه شده

در دسترس بودن زیر ساخت های لازم و مؤثر که افراد برای رفتار مناسب به آنها نیاز دارند و در واقع زیر ساخت ها و فرصتهای ضروری در حفاظت از محیط زیست هستند.

۳-۵- احساس کارآمدی

نشان دهنده ادراک فرد از توانایی خود در ایجاد تغییرات از طریق رفتارش است. هاینس و همکاران (۱۹۸۶) این احساس را تحت عنوان «حوزه کنترل» مطرح کرده اند. به زعم آنها، افرادی که حوزه کنترل درونی قوی ای دارند، معتقدند که فعالیتهایشان می تواند تغییراتی را ایجاد کند. از سوی دیگر، افراد با یک حوزه کنترل بیرونی، احساس می کنند که فعالیتهایشان مهم است، با این حال، احساس می کنند که تغییرات فقط توسط افراد قدرتمند می تواند ایجاد شود.

۳-۶- آموزش محیط زیستی

آموزش محیط زیست بر تلاشهای سازمان یافته انسان در خصوص عملکرد محیط های طبیعی دلالت دارد و اینکه چگونه بشر می تواند با رفتارها و نیز حفظ توان اکوسیستم اطراف خود، یکی زندگی پایدار را مدیریت کند. این مفهوم نه تنها برای سیستم

آموزش مدارس به کار می رود، بلکه برای تمام تلاشهای همگانی در زمینه آموزش از جمله انواع موارد چاپی، نظیر روزنامه، مجله، برشور، وبگاه ها، رسانه ها و غیره کاربرد دارد (اسمیت، به نقل از شبیری و همکاران، ۱۳۹۲)

۴- روش تحقیق

پژوهش حاضر، مطالعه ای توصیفی تحلیلی از نوع کاربردی بود. جامعه مورد بررسی، تعدادی از کارکنان شاغل در مجتمع تولید روی بندرعباس تشکیل گردیده است. تعداد نمونه های محاسبه شده بر اساس فرمول کوکران ۱۷۸ نفر است که برای افزایش دقت، تعداد بیشتری پرسشنامه نسبت به تعداد تعیین شده جمع آوری شد و در نهایت حجم نمونه به ۲۳۵ نفر افزایش پیدا کرد. ابزار گردآوری اطلاعات با توجه به ماهیت موضوع تحقیق و مفاهیم و متغیرهای آن، داده های مورد نیاز تحقیق از طریق تکنیکی پرسشنامه توأم با مصاحبه حضوری به روش میدانی جمع آوری شده است. این پرسشنامه در دو بخش تنظیم شده است. بخش اول پرسشنامه شامل سؤالاتی است که به بررسی متغیرهای مستقل و وابسته می پردازد. بخش دوم شامل سؤالاتی در مورد ویژگیهای پاسخگویان است. داده های جمع آوری شده و به وسیله نرم افزار آماری SPSS ویرایش ۲۳ و با کمک آزمون های توصیفی و تحلیلی چون ضریب همبستگی پیرسون، ضریب همبستگی اسپیرمن، آنالیز واریانس یک طرفه و تی تست مستقل در سطح معناداری ۰/۰۵ مورد آزمون قرار گرفتند. در تحقیق حاضر برای اطمینان از اعتبار ابزار سنجش، با بهره گیری از نظرات افراد متخصص در حوزه موضوع تحقیق، ابتدا اعتبار صوری سؤالات پرسشنامه سنجیده شد. علاوه بر استفاده از نظرات متخصصان، تلاش شد تا در طراحی سؤالات پرسشنامه از سؤالات مشابهی که در تحقیقات دیگر استفاده شده اند، بهره گرفته شود. در تحقیق حاضر برای اطمینان از پایایی نتایج، روش آلفای کرونباخ، مورد استفاده قرار گرفته است. (جدول شماره ۱)

جدول ۱. ضریب آلفای کرونباخ برای متغیرهای پژوهش

متغیر	تعداد گویه	ضریب آلفا
فرهنگ محیط زیستی	۵۶	۰/۷۴۳
دانش محیط زیستی	۱۴	۰/۸۵۹
هنجار اجتماعی	۷	۰/۷۶۴
احساس کارآمدی	۹	۰/۶۳۵
امکانات و خدمات ارائه شده	۱۵	۰/۷۲۱
آموزش محیط زیستی	۱۲	۰/۶۵۸

۵- یافته ها

از بین ۲۳۵ پرسشنامه توزیع شده، ۲۲۲ پرسشنامه به طور کامل تکمیل و بازگردانده شد (نرخ پاسخگویی ۹۴/۴۶). میانگین سنی پاسخ دهندگان ۳۵/۵۲ سال که در گروه سنی ۶۴-۲۳ بود. میانگین سابقه کار پاسخ دهندگان نیز ۹/۸۲ سال بود. (جدول شماره ۲)

جدول ۲. اطلاعات جمعیت شناختی شرکت کنندگان در مطالعه

متغیر	بر حسب	تعداد	درصد
جنسیت	زن	۳	۱/۳۵
	مرد	۲۱۹	۹۸/۶۵
سن	زیر ۲۵ سال	۱۸	۸/۱
	۲۵-۳۵ سال	۱۰۰	۴۵
	۳۵-۴۵ سال	۸۲	۳۶/۹
	بالای ۴۵ سال	۲۲	۹/۹
تاهل	متاهل	۱۹۷	۸۸/۷۴
	مجرد	۲۵	۱۱/۲۶
تحصیلات	زیر دیپلم	۱۱۹	۵۳/۶

متغیر	بر حسب	تعداد	درصد
	دیپلم	۸۳	۳۷/۴
	کاردان	۵	۲/۳
	کارشناس و بالاتر	۱۵	۶/۸
شغل	مدیر	۷	۳/۱۵
	کارشناس	۵	۲/۲۵
	سرپرست	۱۰	۴/۵
	کارگر	۲۰۰	۹۰/۱
سابقه کار	کمتر از یک سال	۴	۱/۸
	۱-۵ سال	۷۵	۳۳/۸
	۵-۱۰ سال	۴۲	۱۸/۹
	۱۰-۱۵ سال	۴۹	۲۲/۱
	بالای ۱۵ سال	۵۲	۲۳/۴

آماره های مربوط به متغیرهای مستقل و وابسته تحقیق در جدول شماره ۳ آمده است. یافته ها نشان می دهد که میانگین متغیر فرهنگ محیط زیستی در جامعه آماری مورد بررسی در حد متوسط به بالا است. همچنین، یافته ها حاکی از آن است که دانش، هنجارهای اجتماعی و آموزش محیط زیستی کارکنان مجتمع تولید روی بندرعباس در سطح پایینی قرار دارند. متغیر فرصتها و امکانات ارائه شده در سطح متوسط به پایین و متغیر احساس کارآمدی در سطح متوسط هستند.

جدول ۳. شاخص های آماری مفاهیم و متغیرهای اصلی تحقیق

ردیف	مقیاس / متغیر / مفهوم	حداقل و حداکثر نمره	میانگین	خطای معیار میانگین	انحراف معیار
۱	فرهنگ محیط زیستی	۱-۵	۳/۵۱	۰/۰۴۲	۰/۹۰۵
۲	دانش محیط زیستی	۱-۵	۲/۳۲	۰/۰۱۰	۰/۲۴۳
۳	هنجار اجتماعی	۱-۵	۲/۱۸	۰/۰۲۲	۰/۵۲۴
۴	احساس کارآمدی	۱-۵	۳/۴۵	۰/۰۲۴	۰/۵۲۶
۵	امکانات و خدمات ارائه شده	۱-۵	۲/۷۸	۰/۰۱۹	۰/۴۶۵
۶	آموزش محیط زیستی	۱-۵	۲/۰۷	۰/۰۱۶	۰/۳۶۹

رابطه بین فرهنگ محیط زیستی و متغیرهای مستقل پژوهش با استفاده از آزمون آماری پیرسون سنجیده شده و نتایج این آزمون در جدول شماره ۴ نمایش داده شده است.

جدول ۴. ضرایب همبستگی پیرسون بین فرهنگ محیط زیستی و متغیرهای مستقل

متغیر	فرهنگ محیط زیستی	
	ضریب همبستگی	سطح معناداری
دانش محیط زیستی	۰/۰۲۸	۰/۸۱۲
هنجار اجتماعی	۰/۰۶۷	۰/۳۱۹
احساس کارآمدی	۰/۲۳۸	۰/۰۰۰
امکانات و خدمات ارائه شده	۰/۱۹۱	۰/۰۰۰
آموزش محیط زیستی	۰/۱۴۶	۰/۰۰۶

یافته های آزمون حاکی از آن است که رابطه بین متغیرهای امکانات و خدمات ارائه شده، احساس کارآمدی و آموزش محیط زیستی با فرهنگ محیط زیستی در سطح ۹۹ درصد اطمینان مثبت و معنادار است. یعنی هرچه سطح امکانات و خدمات ارائه شده، احساس کارآمدی و آموزش محیط زیستی بالاتر باشد، فرهنگ محیط زیستی نیز بالاتر است. در بین متغیرهای مستقل، متغیر احساس کارآمدی دارای بیشترین شدت و ضریب همبستگی با فرهنگ محیط زیستی است. یافته های پژوهش همچنین نشان میدهد که بین متغیرهای دانش محیط زیستی و هنجار اجتماعی با فرهنگ محیط زیستی در سطح ۹۹ درصد اطمینان رابطه معناداری وجود ندارد.

برای دستیابی به هدف تحقیق، یعنی بررسی عوامل مؤثر بر فرهنگ محیط زیستی از آزمون رگرسیون چند متغیره استفاده شده است. نتایج آزمون در جدول شماره ۵ نمایش داده شده است.

جدول ۵. رگرسیون خطی چندمتغیره متغیرهای مستقل با متغیر فرهنگ محیط زیستی

متغیرهای مستقل	ضرایب استاندارد نشده		مقدار t	سطح معناداری
	ضریب رگرسیونی (B)	خطای معیار (Std.Error)		
مقدار ثابت	-۰/۷۲۱	۰/۱۲۱	-۵/۹۹۳	۰/۰۰۰
احساس کارآمدی	۰/۱۱۶	۰/۰۲۴	۴/۲۷۸	۰/۰۰۰
امکانات و خدمات ارائه شده	۰/۱۰۷	۰/۰۳۱	۳/۱۶۴	۰/۰۰۲
آموزش محیط زیستی	۰/۰۷۴	۰/۰۴۳	۱/۸۱۴	۰/۰۷۵
۰/۲۹۱ = ضریب همبستگی (R)				
۰/۰۸۴ = ضریب تعیین مدل (مجدور R)				

نتایج آزمون رگرسیون چندمتغیره بین متغیرهای مستقل و فرهنگ محیط زیستی نشان می دهد که از بین متغیرهای وارد شده در مدل، دو متغیر امکانات و خدمات ارائه شده و احساس کارآمدی معنادار هستند. بر اساس ضرایب استاندارد شده، متغیر احساس کارآمدی بیشترین تأثیر (ضریب استاندارد = ۰/۲۰۳) را بر متغیر فرهنگ محیط زیستی نشان می دهد. در نهایت، نتایج آزمون رگرسیون چند متغیره نشان می دهد که تنها ۸/۴ درصد (ضریب تعیین = ۰/۰۸۴) از تغییرات متغیر وابسته توسط متغیرهای مستقل پژوهش تبیین شده است.

بحث و نتیجه گیری

همان طور که یافته های پژوهش نشان داد، میانگین فرهنگ محیط زیستی اندکی بالاتر از حد متوسط را نشان می دهد، با این حال، این سطح رفتار محیط زیست گرایانه چندان رضایت بخش به نظر نمی رسد. در واقع، محیط زیست، فرهنگی بهتر و مسالمت آمیزتر را می طلبد. از سویی، با توجه به خوداظهاری بودن فرهنگ توسط پاسخگویان، نمی توان فرهنگ محیط زیستی در حد متوسط را پذیرفت، چراکه ممکن است افراد در عمل به گونه دیگری رفتار کنند. وانگ و همکاران (۲۰۱۰) معتقدند که سطح پایین گرایش به مشارکت در مسائل محیط زیستی به عواملی مانند منافع اقتصادی، راحتی و امکانات موجود برای بازیافت مرتبط است. به نظر می رسد عواملی که آنها متذکر شده اند می توانند در مورد جامعه آماری این پژوهش نیز صدق کنند. با توجه به تعریف هنجار اجتماعی که اشاره به اعتقاد فرد برای رفتار - در اینجا محیط زیست - با توجه به نظر دیگران دارد، به نظر می رسد که از این متغیر میتوان استفاده کرد. به عبارت دیگر، با بهره گیری از این امتیاز میتوان فرهنگ محیط زیستی را ارتقا داد. وقتی افراد رفتار محیط زیستی و احساس مسئولیت دیگران را مشاهده می کنند و یا با نگرش مثبت آنها مواجه می شوند، خواسته یا ناخواسته تغییر نگرش یا رفتار خواهند داشت. با این حال، در این مطالعه، هنجار اجتماعی میانگین نسبتاً پایینی را نشان می دهد. میانگین دانش محیط زیستی بسیار کمتر از سطح متوسط به دست آمده است. کریم زاده (۱۳۸۹) و عبداللهی (۱۳۸۶) نیز اظهار کرده اند که میزان دانش و آگاهی شهروندان در سطح متوسطی قرار دارد. نتایج این پژوهش و سایر مطالعات نشان می دهد که دانش محیط زیستی وضعیت

چندان رضایت بخشی ندارد. بنابراین، نیاز به افزایش دانش و آگاهی و اجرای طرحهایی به شیوه های مختلف و در بین گروه های متفاوت- برای افزایش آگاهی افراد در زمینه محیط زیست محسوس است. توصیفی از نظر پاسخگویان در مورد فرصت ها و امکانات ارائه شده است که امکانات و فرصت های لازم اندکی پایینتر از سطح متوسط قرار دارد. این یافته نشان دهنده نامناسب بودن امکانات و زیر ساخت های لازم برای بروز رفتار های محیط زیستی به عنوان یکی از ابعاد فرهنگ محیط زیستی است. امامقلی (۱۳۹۰) نیز معتقد است که «برای انجام هر کنش مثبتی نسبت به محیط زیست لازم است که وسایل و امکاناتی مهیا باشد تا فرد تحت وجود آن شرایط بتواند به کنش مسئولانه نسبت به محیط زیست بپردازد». در واقع، نبود فرصت و امکانات لازم می تواند عاملی برای رفتارهای غیرمحیط زیست گرایانه افراد به شمار رود. صالحی و همتی (۱۳۹۱) در بررسی خود به این نکته دست یافته اند که فقدان امکانات مرتبط با دفع زباله های الکترونیکی مانع از اقدام مناسب افراد می شود. همچنین، یافته ها نشان می دهد که میانگین احساس کارآمدی در سطح مناسبی قرار دارد. در واقع، افراد به کارآمد بودن و تأثیر اعمال و اقدامات محیط زیست گرایانه اذعان دارند. افراد به این باور دارند که خود یا دیگری- افراد یا مسئولان- توانایی مقابله با رفتارهای حمایت کننده از محیط زیست یا ترغیب برای آن را دارند. به نظر می رسد که میتوان از این فرصت در راستای ارتقای فرهنگ محیط زیستی در جامعه بهره گرفت. چرا که افراد با وجود نگرش مثبت و حتی احساس مسئولیت زیاد، زمانی که احساس کنند رفتارشان تأثیری در بهبود شرایط موجود یا تغییر وضعیت ندارد، دلسرد می شوند و تلاشی برای رفتارهای مناسب و حامی محیط زیست نخواهند کرد. علاوه بر این، میانگین آموزش محیط زیستی در این پژوهش وضعیت رضایت بخشی را نشان نمی دهد. این یافته می تواند در خصوص وجود و اهمیت تأثیر آموزشهای محیط زیستی از طرق مختلف نیز اهمیت داشته باشد.

دی یونگ (۱۹۹۳) روشهایی برای تحریک به تغییر رفتار معرفی کرده است: ۱. تکنیک اطلاعاتی ۲. تکنیک انگیزشی ۳. تکنیک انگیزشی اجباری. به اعتقاد وی، هدف تکنیک اطلاعاتی، کمک به مردم برای فهم و درک مشکلات محیط زیستی ای است که با آن مواجه هستند و همچنین شناخت رفتارهای لازم برای حل این مشکلات و در نهایت مراحل اقدام عملی در راستای آن است. برای مثال، از این تکنیک انتظار می رود که نگرش و عقاید فردی را درباره مسائل تغییر دهد، آنها را به عمل مناسب وا دارد و همچنین اطلاعات مناسب را برای تحریک آنها به رفتار درست و مناسب ارائه دهد. تکنیک انگیزشی مثبت یکی از انواع مداخله برای تشویق یا جلب مردم در جهت تغییر رفتار از طریق تقویت های پولی یا اجتماعی است. برای مثال، برای کسانی که مصرف آب آنها کاهش یافته است، جوایزی در نظر گرفته شود یا از طرق اجتماعی معرفی شوند. تکنیک انگیزشی اجباری تلاش می کند تا رفتار افراد را با مجازات (تنبيه) پولی یا اجتماعی تغییر دهد. برای مثال، جریمه کردن کارخانه های آلوده کننده محیط زیست یا فشار اجتماعی برای دور انداختن زباله ها. به نظر می رسد که برای ترویج فرهنگ محیط زیستی باید از شیوه های پیشنهادی دی یونگ بهره گرفت. به عبارت دیگر، افزایش شناخت در مورد مسائل و تخریب های محیط زیستی، علل به وجود آورنده مسائل محیط زیستی، شیوه های پیشگیری و یا ترمیم تخریب های محیط زیستی و کمک به فهم آنها را میتوان با استفاده از تکنیک اطلاعاتی برای گروه های مختلف مردم در جامعه اجرا کرد. البته دو تکنیک دیگر، زمانی کارایی پیدا می کند که فرصتها و زیر ساخت های لازم برای رفتار محیط زیستی مناسب فراهم شده باشد.

تقدیر و تشکر

در پایان نگارندگان بر خود لازم می دانند که مراتب سپاس خود را از همکاری صمیمانه کارکنان پرتلاش مجتمع تولید روی بندرعباس ابراز نمایند.

منابع

- 1- Azhdari, Afsoon, 2003, Cultural and Environmental Development, Journal of Environmental Protection, No. 39, 27-47.
- 2- De Young, R. (1993). Changing behaviour and making it stick: The conceptualization and management of conservation behaviour. Environmentalist, 30.
- 3- Dietz, T.; Fitzgerald A. & Shwom R. (2005). Environmental values. Annual Review of Environment and Resources, 30, 335-372.
- 4- Emam Gholi, Loghman, Salehi, Sadegh. (1390). the Impact of Social Capital on Environmental Behavior (Case Study: Kurdistan Province). Journal of Sociology of Iran, 13 (4), 90-115.

- 5- Hines, J.M.; Hungerford, H.R. & Tomera, A.N. (1986). Analysis and synthesis of research on responsible environmental behavior: A meta-analysis. *Journal of Environmental Education*, 18 (2), 1-8.
- 6- Isaac-Marquez, R.; Salivarria Garcia, O.; Eastmond Spencer, A.; Ayala Arcipreste, M; Arteaga Aguilar, M.; Isaac-Márquez, A.; Sandoval Valladares, J. & Manzanero Acevedo, L. (2011). Environmental culture in high-school students. Case study of environmental Education at the high-school level in Campeche. *Revista Electrónica de Investigación Educativa*, 13 (2), 1-17.
- 7- Kamali Mohajer, Marziyeh and Banafsheh Farahani, 2012, Environmental culture, A strategy for sustainable tourism development, The first national conference on tourism and nature tourism in Iran, Hamedan, Islamic Azad University, Hamedan, Tehran, Iran. [https:// www. civilica.com/Paper-CTEI01-CTEI01_552.html](https://www.civilica.com/Paper-CTEI01-CTEI01_552.html)
- 8- Karimzadeh, Sara (2010). Investigating the Social Factors Affecting Environmental Behaviors (Energy Consumption). Master's Degree, Payame Noor University, Tehran Branch.
- 9- Metcalf, A. Y. (2012). Green culture: The impact of employee environmental culture. Southeast Decision Sciences Institute Conference, Hilton Columbia Center Columbia, South Carolina, February 29 - March 2, 2012.
- 10- Minton, A.P. & Rose R.L. (1997). The effects of environmental concern on environmentally friendly consumer behavior: An exploratory study. *Journal of Business Research*, 40 (1), 37-48.
- 11- Ofoghi, Nader and Sadeghi, Abbas (2009) Comparative Study of Values and Norms and Their Relationship with Anomy; A Case Study of Students Residing in Gilan University Studies, Iranian Journal of Cultural Studies, 2 (8), 65-106.
- 12- Rabbani, Ali and Maher, Zahra (2012). Science and Culture: A Reflection on the Most Important Cultural Analysis in the Sociology of Science and Technology, Iranian Journal of Cultural Research, 5 (1), 63-89.
- 13- Rajput, N. & Bajaj, P. (2011). Pro environmental attitude and green buying - An empirical Analysis. *Journal of Management and Information Technology*, 3 (1), 59-81.
- 14- Salehi, Sadegh, Hematigumi, Zahra (1391). Investigating knowledge about electronic and electrical waste in Iranian higher education. Second National Conference on Environmental Planning and Management.
- 15- Saunders, C.D; Brook, A.T. & Myers, O.E. (2006). Using psychology to save biodiversity and human well being. *Conservation Biology*, 20 (3), 702-705.
- 16- Schumacher, I. (2013). The endogenous formation of an environmental culture. Working Paper, Ipag Business School.
- 17- Shahnushi Mojtaba, Abdollahi Azimeh Sadat. (2007) an Analysis of the Environmental Culture of Isfahan People and Some Affective Factors, *Journal of Humanities Research*, University of Isfahan, 23 (2), 15-34
- 18- Shobeiri, S.M.; Alihosseini S.H.; Meiboudi H. & Saradipour A. (2015). Preschool educator's qualifications for environmental education of children in Iran. *Journal of Educational and Management Studies*, 5 (1), 22-26.
- 19- Shobeiri, Seyed Mohammad, Faraj Alahi, Mehran, Kohi Aghdam, Elham, Meybodi, Hossein. (1392). the relationship between the use of mass media (with emphasis on television) by improving the level of teacher literacy. *Quarterly Journal of Information and Communication Technology in Educational Sciences*, 4 (1) 23-40.
- 20- Shobeiri, Seyyed Mohammad, Ghaemi, Alaleh and Ghaemi, Pune (2013). Evaluating the process of environmental education in the five-year plans for development of the country and providing appropriate strategies for environmental education. *The Environmental Education and Sustainable Development chapter*, 4 (4) 29-40
- 21- Wang, Zh; Zhang, B.; Yin, J. & Zhang, X. (2010). Willingness and behaviour towards E-waste recycling for residents in Beijing city. *Journal of Cleaner Production*, 19 (9-10), 977-984.
- 22- Willuweit, L. (2009). Promoting pro-environmental behavior. An investigation of the crosscultural environmental behavior patterns, the case of Abu Dhabi. Thesis for Master degree, Department of Human Geography, Stockholm University

بررسی توان بالقوه رواناب معدن فسفات جیروود در آلودگی آب رودخانه جیروود

بهنام رحمانی ایوریق^{۱*}، احمد عباس نژاد^۲، حمید رضاییروان^۳

۱- کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی

۲- دانشیار دانشگاه شهید باهنر کرمان

۳- دانشیار پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری جهادکشاورزی

چکیده

کیفیت آب در رودخانه همواره در رابطه با کاربری زمین می باشد زیرا کاربری می تواند روی مقدار و کیفیت رواناب در هنگام بارندگی و بعد از اتمام بارندگی تاثیر بگذارد. بنابراین اگر مدیریت مناسبی در حوضه صورت گیرد می تواند هزینه های پالایش را بسیار پایین بیاورد. در این مطالعه توان بالقوه رواناب جاری در سطح معدن فسفات جیروود در آلودگی رودخانه جیروود بحث بررسی شده است. این مطالعه با توجه به مجاورت معدن با رودخانه جیروود تامین کننده بخشی از آب سد لتیان که مورد استفاده مردم تهران است با اهمیت می باشد. برای بررسی این توان بالقوه پارامترهایی نظیر BOD_5 ، COD و فلزات را در آب پمپاژ شده از تونل به محدوده معدنی و بعد همین ویژگی ها در این آب پس از جریان در سایت معدنی و در محل ورود به رودخانه اندازه گیری شد. نتایج بررسی، افزایش تمام پارامترهای مورد سنجش را پس از جریان در محدوده معدن نشان می دهد و این امر می تواند هشدار برای این منطقه و تمام مناطق با کاربری های مشابه باشد.

کلمات کلیدی: رواناب، معدن فسفات جیروود، توان بالقوه آلودگی.

مقدمه

یکی از آلودگی های غیر نقطه ای که امروزه مورد توجه پژوهشگران آلودگی آب می باشد رواناب های کشاورزی و معدنی می باشد. در این مطالعه توان بالقوه معدن فسفات جیروود از طریق رواناب در آلودگی رودخانه جیروود بررسی شده است و سعی شده با نشان دادن این تاثیر راهکارهای پیشنهادی برای حل یا کاهش آن ارائه شود.

محدوده معدنی در حدود 45° کیلومتری شمال تهران و در ارتفاعات البرز مرکزی و در طول و عرض جغرافیایی به ترتیب از $35^{\circ} 59' 43''$ شمالی و $51^{\circ} 28' 40''$ شرقی و $35^{\circ} 59' 43''$ شمالی در مجاورت روستای جیروود در حوضه سد لتیان که تامین کننده بخشی از آب مردم تهران است قرار دارد (شکل ۱).

چنانچه ذکر شد معدن در حوضه لتیان قرار دارد، ارتفاع این حوضه از ۱۵۰۰ تا ۴۰۰۰ متغیر بوده و ۸۰ درصد مساحت آن بیش از ۲۵۰۰ متر ارتفاع دارد، معدن نیز در ناحیه مرتفع واقع می باشد. این حوضه از نظر آب و هوایی عمدتاً تحت تاثیر توده هوای مدیترانه ای و پس از آن جبهه هوای حادث بین سبیری و مدیترانه می باشد لذا کمتر از ۵ درصد ریزش سالیانه در فصل خشک یعنی تابستان اتفاق می افتد و متوسط سالیانه بارش حدود ۷۰۰ میلی متر می باشد [1].

منطقه مورد مطالعه در واحد زمین شناختی البرز مرکزی قرار دارد که از مجموعه تاقدیس و ناودیس گسل خورده و بالا رانده شده تشکیل شده است. منطقه تحت تاثیر گسل راندگی مشا - فشم قرار داشته و علاوه بر این، ریز گسل های متعددی در محدوده معدنی مشاهده می شود که باعث تغییر امتداد لایه های معدنی شده است، همچنین این ریز گسل ها می توانند مسیری برای ورود زهاب معدن به آب های زیر زمینی و رودخانه نیز باشند. سازند های مختلفی در منطقه رخنمون دارند که از آن جمله می توان به

سازند های باروت، زاگون، لالون، میلا، جیروود، مبارک، دورود، روته و نسن مربوط به پرکامبرین و پالئوزوئیک؛ الیکا، شمشک، دلیچای، لار و تیزکوه از دوران مزوزوئیک؛ سازندهای فجن، زیارت و کرج از دوران سنوزوئیک و بالاخره نهشته ها و رسوبات کواترنری شامل تراس های آبرفتی قدیم و جدید حاشیه رودخانه ها که بیشتر بر روی آن ها باغ و زمین های کشاورزی قرار گرفته اشاره کرد [2]. سازندهایی که در منطقه معدنی رخنمون دارند در نقشه زمین شناسی نشان داده شده است (شکل ۲).

فسفات

سنگ فسفات یک سنگ دارای کانی های فسفات با عیار بالا برای معدنکاری است و اغلب منابع دارای بالای ۲۰ درصد معدنکاری می شود، کانی اصلی آن آپاتیت به شکل فلوئورو آپاتیت می باشد. نهشته های قابل استخراج فسفات به ۳ نوع تقسیم می شوند: ۱- فسفریت ها ۲- کربناتیت ها و سنگ های آذرین آکالی و ۳- نهشته های گوانو [3]. کانسار جیروود از نوع فسفریتی و کانی های غالب آن از نوع فلوئورو آپاتیت می باشد [4].

ناخالصی ها به صورت انکلوژیون های فیزیکی (مثل رس، کوارتز، اکسید های آهن، مواد آلی و کربنات ها) یا جانشینی بلوری درون کانی های فسفات می باشد. یون هایی که با کلسیم و فلوئور جانشین می شوند شامل: Na ، SO_4 ، Mg ، Sr ، CO_3 و نیز عناصر کمیاب (مثل Zn ، Cd ، Y ، REE ، Th ، U) می باشد [5,6]. فلزات سنگین کمیاب یا شبه فلزات (مثل Ni ، Sb ، Se ، V ، Zn)، As و Cd ، Cu ، Mo) غنی شدگی بالایی در فسفریت ها همراه با مواد آلی نشان می دهند که غنی شدگی به علت جذب یا شرکت این عناصر در مواد آلی یا سولفات ها می باشد [6]. بنابر این آزاد سازی این عناصر از فسفات ها می تواند باعث آلودگی منابع آب منطقه گردد.

ردیابی فسفات در نهشته های سازند جیروود برای اولین بار در سال ۱۳۴۲ توسط سازمان زمین شناسی کشور آغاز شده است. دلباخ (۱۹۶۴) به وجود آثار فسفات در کوارتزیت ها و ماسه سنگ های پالئوزوئیک البرز اشاره نموده است. شلدون (۱۹۶۵) با همکاری کارشناسان زمین شناسی، اکتشاف فسفات در رسوبات پالئوزوئیک را پی گیری کرد. نتایج حاصل از برنامه اول، کشف لایه فسفریتی به ضخامت حدود ۲ متر در دهکده جیروود در میان شیل های سیاه رنگ سازند جیروود توسط موحد و صمیمی، از کارشناسان سازمان زمین شناسی کشور، بوده است. ادامه آن در سال ۱۳۵۷ توسط شرکت ژئومتال و سپس مطالعات گسترده ای در سال ۱۳۶۱ در طرح اکتشاف فسفات در دونین بالایی صورت گرفته است [7].

معدن فسفات جیروود از سال ۱۳۷۲ به بهره برداری رسیده و ذخیره قطعی آن ۱۵۰۰۰۰۰ تن می باشد که هر ساله ۸۰۰۰ تن کانسنگ از این معدن استخراج می شود [8]. برای استخراج ماده معدنی تا به حال ۴ تونل برای دسترسی و انتقال ماده معدنی حفر شده است که مجموع طول این تونل ها به ۸۵۰ متر می رسد. ماده معدنی به پارچین، تنها تولید کننده اسید فسفریک کشور منتقل می شود تا در تولید کود شیمیایی، نوشابه سازی، نگهداری مواد غذایی، کبریت سازی و تولید گلوله های منور مورد استفاده قرار گیرد [2].

در این تحقیق پس از جمع آوری و مرور گزارش های مربوط به منطقه و نیز مرور منابع مربوط به اثرات زیست محیطی معدنکاری فسفات، از منطقه معدنی بازدید به عمل آمد و سپس برنامه ریزی برای نمونه برداری و تجزیه آب صورت گرفت و نتایج بدست آمده تحلیل و بررسی شد.

نمونه برداری و آنالیز

برای بررسی عناصر محلول، BOD و COD دو ایستگاه انتخاب شد و از هر ایستگاه ۳ نمونه مجزا برداشت شد. یک ایستگاه محل تخلیه آب زیرزمینی مربوط به اکلون در حال ساخت به سایت معدنی و ایستگاه دوم محل ورود این آب به رودخانه پس از جریان در سایت معدنی می باشد. تمام ظروف نمونه برداری پلی اتیلنی و یک لیتری بوده که ابتدا اسید شویی و با آب مقطر تمیز شده بود و در زمان نمونه برداری نیز ۳ بار با آب نمونه برداری پر و خالی شد. در حین نمونه برداری سعی شد از ورود حباب های هوا و تماس دست جلوگیری شود.

برای تعیین شرایط این آب قبل از جریان در سایت معدنی و تغییرات آن در طی جریان، مقدار BOD_5 و COD نمونه ها در آزمایشگاه شیمی سازمان حفاظت محیط زیست و فلزات محلول نیز به روش ICP با دستگاه Varian 735-ES در آزمایشگاه سازمان زمین شناسی اندازه گیری شد.

بحث و نتایج

کیفیت آب رودخانه عموماً از کاربری زمین در حوزه آبخیز که می تواند مقدار و کیفیت رواناب در حوضه را تغییر دهد متأثر می باشد [9]، بنابراین اگر از ورود رواناب های آلوده به رودخانه جلوگیری شود هزینه های پالایش آب پایین خواهد آمد. چنانکه در بالا ذکر شد و مطالعات مختلف از جمله [10,11, 12, 13, 14, 15] نشان داده فسفات ها با عناصر مغذی و فلزات سنگین و عناصر نادر خاکی همراه بوده و ورود این مواد به رودخانه می تواند شرایط ائوتروفیکاسیون را به وجود آورد و نیز با آزاد ساختن فلزات سنگین و عناصر عناصر رادیواکتیو می تواند سلامتی آب را تحت تاثیر قرار دهد. در این مطالعه برای اینکه بتوانیم شرایط رواناب حاصل از باران را پس از جریان در محدوده معدنی نشان دهیم. نمونه هایی از آب موجود در اکلون در حال ساخت را که به سایت معدنی تخلیه می شد برداشت کرده و از همین آب نمونه دیگری پس از عبور در سایت معدنی و در محل ورود به رودخانه برداشت کردیم.

نتایج آنالیز BOD نمونه آب در محل تخلیه به سایت 2mg/l را نشان می دهد و مقدار این پارامتر برای نمونه در هنگام تخلیه به رودخانه برابر 30mg/l می باشد و این در حالی است که مقدار حد مجاز EPA برای آب شرب 6mg/l می باشد. بررسی برای COD نشان می دهد که قبل از جریان در سایت معدنی برابر 43.8 و در هنگام ورود به رودخانه برابر 231.6 می باشد که این عدد نشانگر شرایط بسیار حاد می باشد.

از نظر عناصر محلول نیز اغلب عناصر بررسی شده از جمله عناصر زیر بعد از جریان آب در سایت معدنی افزایش یافته است. که این افزایش ها از نمونه ۱ (قبل از جریان در سایت) به نمونه ۲ (محل ورود به رودخانه) در شکل ۳ نشان داده شده است. از میان عناصر بررسی شده عناصر وانادیوم و اورانیوم پس از جریان در سایت معدنی در نمونه کاهش نشان می دهند و علت آن تمرکز بالای این عناصر در آب اکلون می باشد. زیرا با این حال که، این عناصر پس از جریان در سایت معدنی کاهش نشان می دهند ولی در هنگام ورود به رودخانه دارای مقادیر بالای حد مجاز EPA [16,17] هستند و این تمرکز در همه آب های محدوده معدنی دیده می شود [2]. بنابراین معدن برای این عناصر نیز پتانسیل آلاینده گی آب را دارد.

بارش سالانه در منطقه 700 میلیمتر می باشد با توجه به اینکه مقدار نفوذ در خاک بستگی به عواملی مثل پوشش گیاهی، شیب زمین، جنس زمین دارد [18] منطقه دارای پوشش گیاهی کم و شیب زیاد داشته و خاکها دولومیتی و آهکی می باشد بنابراین بخش عظیمی از بارندگی تبدیل به باران می شود. دمای آب خارج شده از اکلون 14 درجه سانتیگراد بوده و pH آن 7.1 می باشد بنابراین آب جاری در سایت شرایطی مشابه باران داشته و مضاف بر این آب باران به علت انرژی جنبشی می تواند سبب پاشش خاک شده و مواد بیشتری را وارد جریان سازد و نیز با توجه به مواد محلول کمتر نسبت به آب مورد سنجش در این تحقیق پتانسیل بالایی برای حل عناصر بیشتر دارد.

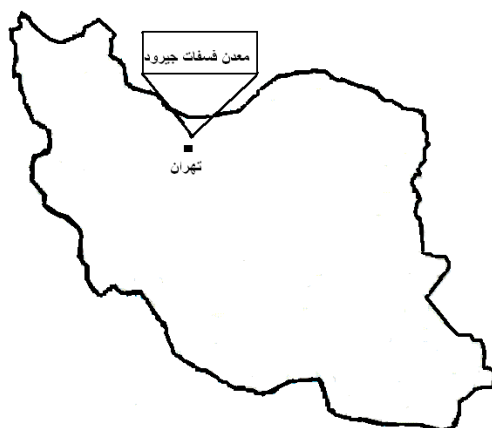
می توان نتیجه گرفت رواناب جاری در معدن شامل فلزات سنگین، مواد رادیواکتیو، BOD و COD بالا خواهد بود و ورود آن می تواند باعث آلاینده گی رودخانه شود.

روش های مختلفی برای جلوگیری از ورود رواناب آلوده به آب ها پیشنهاد شده است که به دو صورت جلوگیری از ورود به رواناب مثل تثبیت با مواد شیمیایی و کشت گیاهانی که قادر بعضی از عناصر آلاینده را از خاک جذب کنند و دیگری کاهش آلاینده ها در رواناب قبل از ورود به رودخانه می باشد که در این روش با کشت نواری گیاهان، درخت ها و ایجاد بند قبل از ورود رواناب به رودخانه سعی می کنند با رسوبگذاری و عبور رواناب از بین لایه های خاک مقدار مواد موجود در آن تا حد ممکن کاهش یابد. در این معدن می توان از تمام روش ها استفاده کرد ولی با توجه به وجود آب و شرایط آب و هوایی کشت درخت و درختچه هایی در حد فاصل رودخانه و منطقه معدنی پیشنهاد می شود با این امید که این کار بتواند علاوه بر ته نشست رسوبات و مواد معلق موجود در رواناب و کاهش آلودگی آن از لغزش هایی که بعضاً در محدوده معدنی نیز روی می دهد تا حدی جلوگیری کرده یا صدمات آن را به رودخانه کاهش دهد.

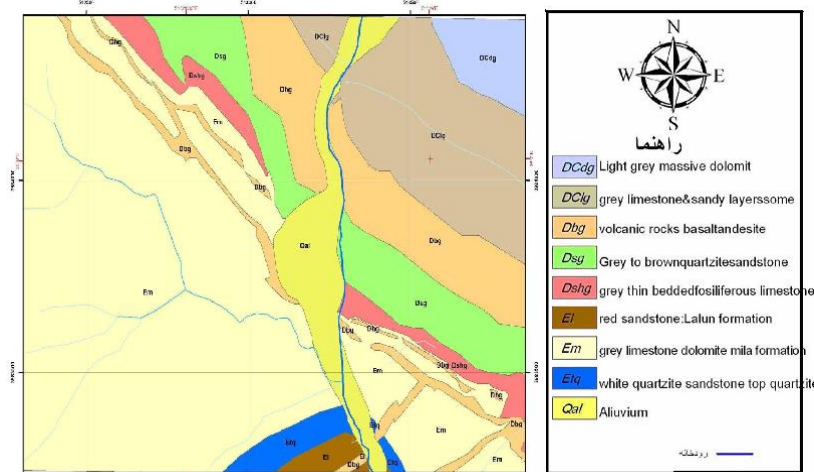
منابع

- ۱- نوروزی، غ.، ۱۳۷۴، ارزیابی توان فرسایشی باران در حوضه آبخیز سد لتیان، پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد تهران، ۱۹۵ صفحه.
- ۲- رحمانی، ب.، ۱۳۸۸، "بررسی اثرات زیست محیطی معدن فسفات جیروود روی آب و خاک منطقه"، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید باهنر کرمان
- 3- Lottermoser, B.G., (2007). Mine Wastes, Second edition, Springer, 304 p., pp.245-263.
- 4- نمدمالیان اصفهانی، ع.، ۱۳۶۸، پترولوژی فسفریت جیروود، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی، ۱۷۵ صفحه.
- 5- Jarvis, I., Burnet W.C, Nathan Y., Almbydin F.S.M., Attia A.K.M., Castro L.N., Flicoteaux, R., Hilmy, M.E., Husain, V., Qutawnah, A.A., Serjani, A. and Zanin, Y.N., (1994). Phosphorite Geochemistry: State of the art and environmental concern, Ecl Geol Hel, v. 87, pp. 643-700.
- 6- Rutherford P.M., Dudas M.J. and Samek R.A.(1994). Environmental impacts of phosphogypsum.Sci Total Environ 149, pp.1-38.
- ۷- بصیری، م. ح.، ۱۳۸۱، طرح جامع فسفات، شرکت مطالعاتی جامع فلزات، ۲۷۹ صفحه.
- ۸- کریم پور، م.، سعادت، س.، ۱۳۸۴، "زمین شناسی اقتصادی کاربردی"، چاپ دوم، دانشگاه فردوسی مشهد.
- 9- Ngoye, E., Machiwa, J.F., (2004). "The influence of Land-use patterns in the Ruvo river QJ"; watershed on water quality in the river system. Phys. Chem. Earth 29, 1161-1166.
- 10- Al-Masri, M.S., Mamish, S. and Budeir, Y., (2002). The impact of phosphate loading activities on marine environment: The Syrian coast, Journal of Environmental Radioactivity, v. 58, pp. 35-44.
- 11- Folorida Institute of Phosphate Research. (2003). Publication and information on Phosphate Mining, Mine wastes and mine site rehabilitation, <http://www.fipr.state.fl.US>.
- 12- Ghose, M.K.(2003). Indian small-scal mining with special emphasis on environmental Management, Journal of Cleaner Production, v.11, pp. 159-165.
- 13- Pires do Rio M.A., Amaral, E.C.S., Fernandes, H.M. and Rochedo, E.R.R.(2001). Environmental radiological impact associated with non-uranium mining industries: a proposal for screening criteria, Journal of Environmental Radioactivity 59, pp. 1-17.
- 14- Pukrop, M.E.(1997). TDS Case studies: Phosphate mining in NAURU, www.American.edu/TED/NAURU.htm.
- 15- El-Mamoney, M.H. and Khater, A.E.M. (2004). Environmental characterization and radio-ecological impacts of non-nuclear industries on the Red Sea coast, Journal of Environmental Radioactivity, v. 73, pp. 151-168.
- 16- U.S. EPA.(1987). Health Effects Assessment for Vanadium and Compounds. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, Ohio. EPA/600/8-88/061.
- 17- <http://www.epa.gov/rpdweb00/radionuclides/uranium.html>
- ۱۸- علیزاده، امین، ۱۳۸۲، اصول هیدرولوژی کاربردی، بنیاد فرهنگی رضوی، چاپ شانزدهم، ۸۱۵ صفحه.

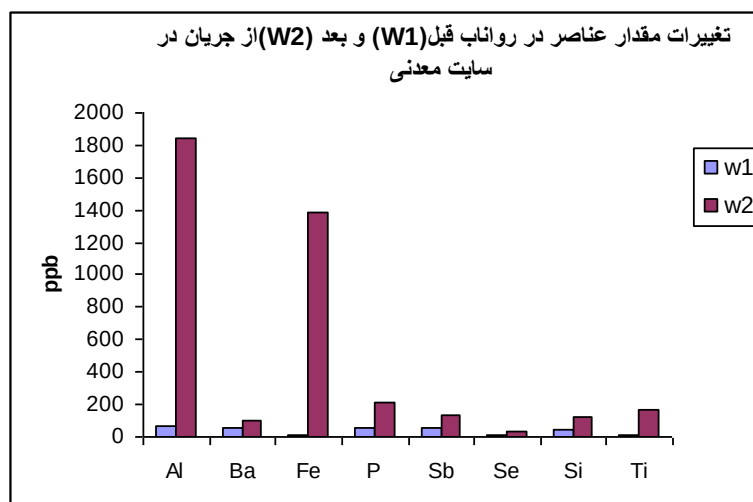
پیوست: تصاویر



شکل ۱: در نقشه محل معدن جیروود نشان داده شده است.



شکل ۲: نقشه زمین شناسی ناحیه معدنی (تصحیح شده از [16])



شکل (۳): تغییرات مقدار عناصر محلول در نمونه قبل و بعد از جریان در سایت معدنی.

Potential of Jeiroud phosphate mine run-off on Jeiroud river pollution

Behnam Rahmani Eivrih*, Ahmad Abbasnejad, Hamid Reza Peyrowan

Abstract:

Water quality in rivers is generally linked with land-use in the catchment areas that can affect the amount and quality of run-off during and following rainfall. Hence well management in catchments can reduce budget of treatment. In this research potential of run-off in Jeiroud phosphate mine on Jeiroud river pollution studied. Vicinity of this mine to the Jeiroud River (The main river of Latian Basin) is the main port of the work. To study these potential, parameters such as BOD, COD and dissolved elements measured in groundwater and in this water after flow in mining site. Results indicate increase in all measured parameters in water after flow in mining site and this can be an alarm for this area and all other area with such land-use.

Key words: Run-off, Jeiroud phosphate mine, Potential of pollution.

تجزیه و تحلیل خشکسالی‌ها (اقلیم‌شناسی - هیدرولوژیکی) با بکارگیری روش من کندال در حوضه زاینده رود (مطالعه موردی: ایستگاه ورزنه)

مأنده میرفتاح^۱، هوشمند عطایی^۲

۱- دانشجو کارشناسی ارشد اقلیم‌شناسی دانشگاه پیام نور مرکزاصفهان Maedemir1995@gmail.com

۲- دانشیار گروه جغرافیا دانشگاه پیام نور، تهران، ایران Hoo_ataei@yahoo.com

چکیده

خشکسالی به عنوان بی سروصدا ترین بلایای طبیعی در مقابل سیلاب به عنوان یکی از پر صدا ترین بلایا قرار گرفته است. این درحالی است که خطر و خسارت های ناشی از خشکسالی به مراتب بیشتر از سایر بلایای طبیعی مانند: سیل، طوفان، آتش فشان و حتی زلزله است. این پدیده با سایر بحران های طبیعی متفاوت است، زیرا به آهستگی و در زمان نسبتا طولانی به وقوع پیوسته و در اغلب اوقات دوره تداوم آن بیش از چند سال به طول می انجامد. در این مقاله خشکسالی حوضه زاینده رود مورد بررسی قرار گرفته است بدین جهت از آمار بارش ایستگاه سینوپتیک ورزنه به عنوان نزدیک ترین ایستگاه به منطقه مورد مطالعه، جهت تحلیل خشکسالی از داده های بارش در دوره زمانی ۱۳۲۷-۱۳۸۴ به صورت ماهانه و سالانه استفاده شده است. از روند پارامتر بارش نیز توسط آزمون ناپارامتری من - کندال محاسبه و تحلیل انجام گرفت. نتایج نشان میدهد که بیشترین میزان بارش انجام شده در سالهای ۱۳۲۹-۱۳۳۴-۱۳۵۵-۱۳۵۹-۱۳۶۷-۱۳۷۳ بوده است. از سال ۱۳۷۵ به بعد شاهد کمترین میزان بارش طی سالهای بررسی شده هستیم و بیشترین میزان بارندگی را در ماه های فروردین و اردیبهشت مشاهده می کنیم و کمترین میزان بارش در ماه های شهریور و مرداد و مهر داشته ایم با استفاده از آزمون من کندال پارامتر بارش در مقیاس سالانه بدون روند بود و در مقیاس ماهانه در ماه های خرداد، تیر، مهر و آذر دارای روند و در سایر ماه ها فاقد روند می باشد. آثار زیان بار این خشکسالی در اثر نبود مدیریت درست و دخالت های انسانی تشدید شده که با توجه به غیرقابل پیش بینی بودن اما تکرار پذیر بودن آن پیشنهاد می شود در راهبرد مدیریت منابع آب حوضه زاینده رود تجدید نظر صورت گیرد.

واژگان کلیدی: بارش، حوضه زاینده رود، خشکسالی، من کندال

مقدمه

خشکسالی به معنای پدید آمدن یک وضعیت خشک تر از نرمال است و در هروضعیت اقلیمی ممکن است رخ دهد. این پدیده با سایر بحران های طبیعی متفاوت است، زیرا به آهستگی و در زمان نسبتا طولانی به وقوع پیوسته و در اغلب اوقات دوره تداوم آن بیش از چند سال به طول می انجامد. خشکسالی یعنی کاهش بارش یک بازه زمانی معین بر روی یک پهنه مشخص نسبت به میانگین بلند مدت بارش همان پهنه در همان بازه زمانی (مسعودیان ۱۳۳: ۱۳۹۰). خشکسالی وابسته به عوامل و پارامتر های متفاوتی است که در این میان تحلیل داده های بارش از اهمیت ویژه برخوردار است. یکی از مظاهر و پیامد های این پدیده تغییر در عناصر اقلیمی به ویژه دما و بارش مناطق مختلف است. به هم خوردن اندکی از تعادل اقلیم جهان موجب شد متوسط درجه حرارت کره زمین تمایل به روند افزایش را نشان دهد (حجازی زاده ۱۳۸۸).

به طور کلی پیامدهایی نظیر خشکسالی، سیلاب های شدید و ناگهانی، امواج خوی سرد و گرم از جمله آثار و شواهد ناهنجاری های اقلیمی است، که کره زمین را بحران های مختلف مواجه کرده است و بدون شناخت و آگاهی از وضعیت اقلیمی حال و آینده مدیران و برنامه ریزان قادر به اجرای برنامه های مختلف نخواهند بود (عزیزی ۱۳۸۷). خشکسالی نتایج و اثرات مخربی برحوزه های اجتماعی، اقتصادی، آب و کشاورزی دارد. به علت اهمیت شرایط اقلیمی و تغییرات بارش و خشکسالی، مطالعات زیادی در سطح

جهان و ایران صورت گرفته از جمله: مرادی و همکاران (۱۳۸۶) در مقاله ای با عنوان تحلیل روند و خصوصیات مکانی خشکسالی های استان فارس، به این نتیجه رسیدند که شدت خشکسالی هادر نواحی مرکزی استان نسبت به سایر نواحی بیشتر است. کوثری و همکاران (۱۳۸۷) به بررسی روند تغییرات بارش، دما و رطوبت نسبی در ۲۶ ایستگاه سینوپتیک کشور پرداختند. نتایج نشان داد که افزایش دما و همچنین کاهش رطوبت نسبی می تواند باعث افزایش میزان تبخیر بارش های دریافتی گردد. در کل تغییرات پارامترهای مورد بررسی خصوصا در رابطه با دمای حداقل و رطوبت نسبی در قسمت مرکزی و شرق کشور بیشتر مشاهده میگردد.

فلاح پور و همکاران (۱۳۸۸) با بررسی تغییرات دما، بارش و رطوبت نسبی در ایستگاه سینوپتیک شاهرود در ۵۵ سال گذشته، نتیجه گرفتند که سری های زمانی سالانه دمای حداقل و حداکثر میانگین و همچنین رطوبت نسبی در ایستگاه شاهرود دارای روند بوده است. این در حالی است که در این ایستگاه، سری زمانی سالانه میانگین بارش روند بخصوصی را از خود نشان نمی دهد. جهانبخش و همکاران (۱۳۸۹) در تحقیقی به بررسی تغییرات دراز مدت سالانه رطوبت نسبی در ایستگاه زاهدان پرداختند. نتایج نشان داد که تمامی شاخص های رطوبت نسبی مورد بررسی در ایستگاه زاهدان دارای روند کاهشی می باشد.

قنایی و عطایی (۱۳۹۳) به شناسایی تغییرات حداکثر رطوبت نسبی استان اصفهان طی نیم قرن اخیر با استفاده از آزمون من-کندال پرداختند. براساس یافته های حاصل از این پژوهش طی دوره آماری محور مطالعه استان را به خود اختصاص داده است. همچنین بیشترین میزان کاهش رطوبت نسبی به روند های افزایش غلبه داشته است به طوری که در هرماه بیش از ۸/۶۶ درصد از مساحت استان را به خود اختصاص داده است. همچنین بیشترین میزان کاهش رطوبت نسبی در ماه فوریه و کمترین میزان آن در ماه ژوئن به وقوع پیوسته است.

جهانبخش و همکاران (۱۳۹۵) به بررسی تاثیر تغییر اقلیم بر دما و بارش با در نظر گرفتن عدم قطعیت مدل ها و سناریو های اقلیمی پرداختند. نتایج این مطالعات نشان داد که بارش دوره آتی ۹ میلی متر کاهش خواهد یافت و این در حالی است که دمای حداقل ۱/۰۵ و دمای حداکثر ۰/۸۷ درجه سانتی گراد افزایش خواهد یافت. نکته قابل توجه برهم خوردن توزیع زمانی بارش و افزایش دماست که احتمالا تبعات منفی آن بیش از کاهش بارش خواهد بود. بایزیدی و همکاران (۱۳۹۵) در مقاله ای به عنوان "پیش بینی و بررسی روند خشکسالی هواشناسی با استفاده از سری زمانی حوزه آبریز سلماس با استفاده از مدل های سری زمان بارش ARIMA MA.AR.ARMA. به این نتایج رسیدند که خشکسالی در سالهای آماری ۱۳۵۷-۱۳۸۷ تنها در ایستگاه نظر آباد روند افزایشی داشته و در ایستگاه سلماس، اوربان، چهریق، ویالقوز آغاز روند کاهشی مشاهده گردیده است. کانگ زین و همکاران (۲۰۰۷) تغییرات زمانی-مکانی رطوبت نسبی در سطح چین را بررسی کردند.

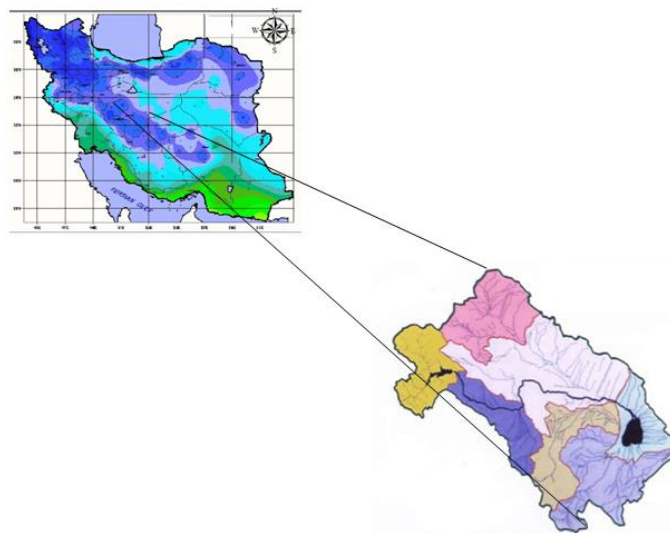
کیم و همکاران (۲۰۰۹) در مقاله ای با عنوان اصلاح و کاربرد شاخص خشکسالی موثر ۲۰۰ ساله خشکسالی اقلیم سئول کره به این نتیجه رسیدند که شاخص EDI موثر تر از شاخص SPLs در بررسی های کوتاه مدت و طولانی مدت می باشد. سای و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی نوسانات دما، بارش و رطوبت فلات تبت طی یک دوره ۳۵ ساله بیان کردند هر ۳ پارامتر دارای روند افزایشی بوده است. مرادی و همکاران (۲۰۱۱) در مقاله ای با عنوان "خصوصیات خشکسالی آب و هواشناسی در استان فارس ایران به این نتیجه رسیدند که شدت خشکسالی بالا در ایستگاه گوزون و تداوم خشکسالی در ماه ها و ایستگاه پلخان و خشکسالی طولانی و فراوانی بالای خشکسالی در ایستگاه های جهرم و درشاهی مشاهده شده است. تاتلی و تورکیس (۲۰۱۱) در مقاله ای با عنوان "دستورالعمل تجربی تحلیل شاخص خشکسالی پالمر به این نتیجه رسیدند که شاخص های PHDI.PSI و Z مناسب ترین شاخص در تحلیل ها می باشد.

آدامز و همکاران (۲۰۱۷) در مقاله ای با عنوان "سنتز چند گونه مکانیسم های فیزیولوژیک در مرگ و میر درختان ناشی از خشکسالی نشان دادند که شکست هیدرولیکی Xylem در سرتاسر تاکسون های متعدد در مرگ و میر ناشی از خشکسالی در همه جا گسترده است و شکست هیدرولیکی در مرگ و میر ناشی از خشونت در تمام گونه ها ماندگار است. دیوانجاسینا و همکاران (۲۰۱۷) در مقاله خصوصیات خشکسالی در هند با استفاده از مشاهدات GRACE کمبود ذخیره آب در زمین به این نتیجه رسید که اعتماد بنفس قابل توجهی در پتانسیل WSDI برای مشخصه قوی خشکسالی در مقیاس های بزرگ فضایی است.

منطقه مورد مطالعه

حوضه آبریز زاینده رود به عنوان اولین حوضه از منطقه ششم در فلات مرکزی میباشد این حوضه در بخش میانی فلات مرکزی ایران واقع شده است. ۶۰ درصد آن کوهپایه و دشت ۴۰ درصد از این حوضه کوهستانی و مرتفع می باشد. شیب عمومی حوضه از

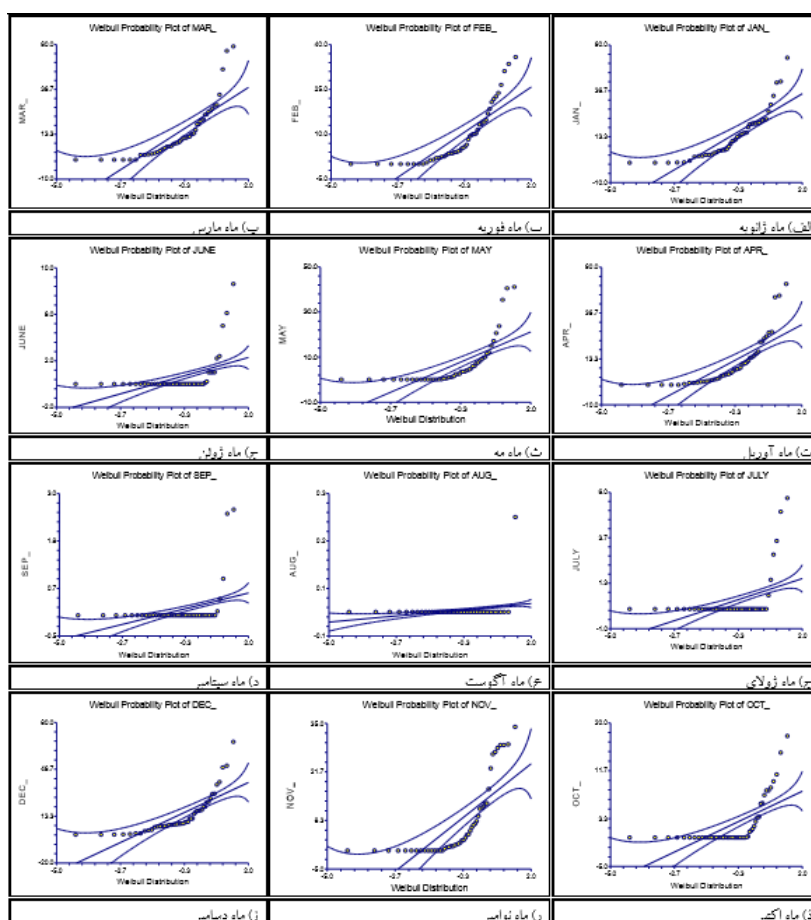
سمت غرب به شرق کاهش می یابد و هر چه به سمت شرق می رویم از ارتفاع زمین کاسته شده تا جایی که مرز شرقی محدوده مورد بررسی در نزدیکی دشت های کویری قرار می گیرد. منبع تأمین کننده آب در این حوضه، نزولات آسمانی و رواناب ناشی از ذوب برف در ارتفاعات شرق زاگرس در بخش سراب حوضه و همچنین چشمه ها و شاخه های فرعی بالادست سد زاینده رود و شاخه های فرعی زیردست سد زاینده رود می باشند که در مجموع رودخانه زاینده رود را به وجود آورده اند. این رودخانه مهم ترین رودخانه فلات مرکزی ایران محسوب می شود که حوضه آبخیز زاینده رود را زهکش نموده و به تالاب گاوخونی ختم می شود. مختصات جغرافیایی این حوضه $50^{\circ}02'$ تا $53^{\circ}24'$ طول شرقی و $31^{\circ}12'$ تا $33^{\circ}42'$ عرض شمالی قرار گرفته است.



شکل ۱- موقعیت حوضه زاینده رود در ایران

مواد و روش ها

جهت بررسی بارش و خشکسالی حوضه زاینده رود، از آمار بارش ایستگاه ورزنه که نزدیکترین ایستگاه به منطقه مورد مطالعه است، طی دوره های آماری ۱۳۸۴ - ۱۳۲۸ استفاده شده است. به این منظور پس از سنجش داده های مورد استفاده توسط نرم افزار NcSS و minitab (شکل ۲) و اطمینان از ناهنجار بودن آنها از آزمون ناپارامتری من - کندال جهت تعیین روند بارش استفاده گردیده است. پس از گردآوری این داده ها، پایگاه های داده های آن در نرم افزار EXCEL تهیه گردید و سپس میانگین بلند مدت روزانه، ماهانه و سالانه و درصد احتمال وقوع آن محاسبه شد و نمودارهای آن تهیه گردید.



شکل ۲- سنجش بهنجار داده های ماهانه بارش منطقه مورد مطالعه توسط نرم افزار NCSS

آزمون من-کندال:

این آزمون نیاز به توزیع فراوانی نرمال یا خطی بودن رفتار داده ها نداشته و در برابر مقادیر فرین مثلا داده هایی که چولگی و کشیدگی زیاد دارند و داده هایی که از رفتار خطی انحراف چشمگیری دارند بسیار قوی بوده و به منظور ارزیابی روند به کار می رود. مراحل اجرای آزمون به طور اختصاصی به شرح زیر است:

ابتدا آزمون تصادفی بودن داده ها برای وجود یا عدم وجود هرگونه روند در داده ها انجام شد. برای انجام این آزمون ابتدا سری های آماری رتبه بندی می شوند و برای میزان تغییر با روند از رابطه زیر استفاده می شود:

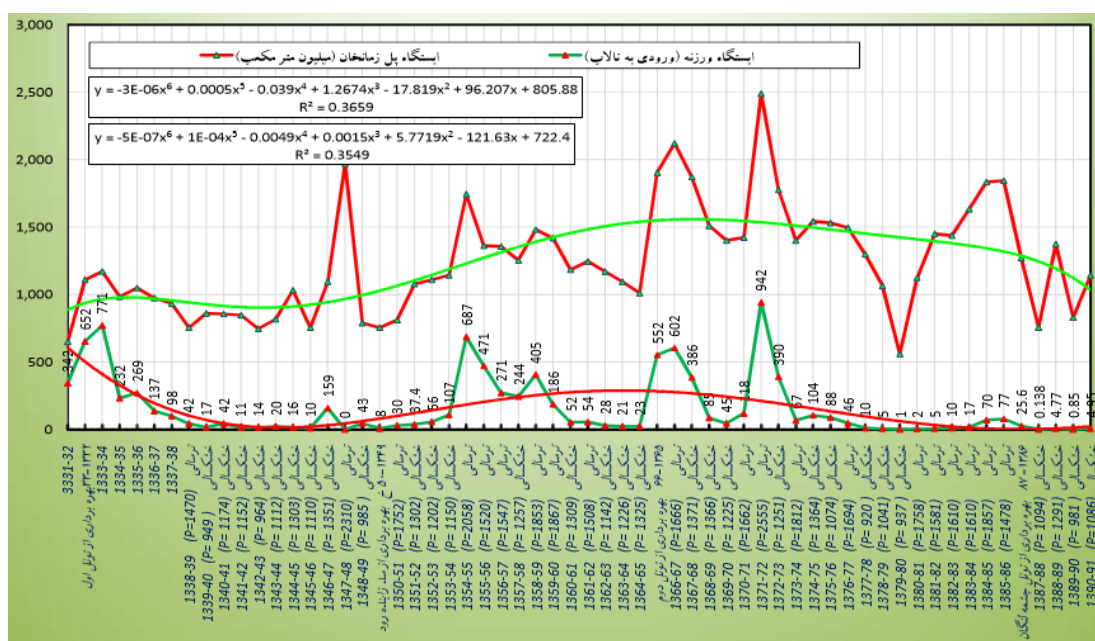
$$T = \frac{4P}{dN(N-1)} = 1$$

T آماره من - کندال و P مجموع تعداد رتبه های بزرگتر از ردیف NI که بعد از آن قرار میگیرند واز رابطه زیر به دست می آیند:

$$P = \sum_{i=1}^{N-1} ni$$

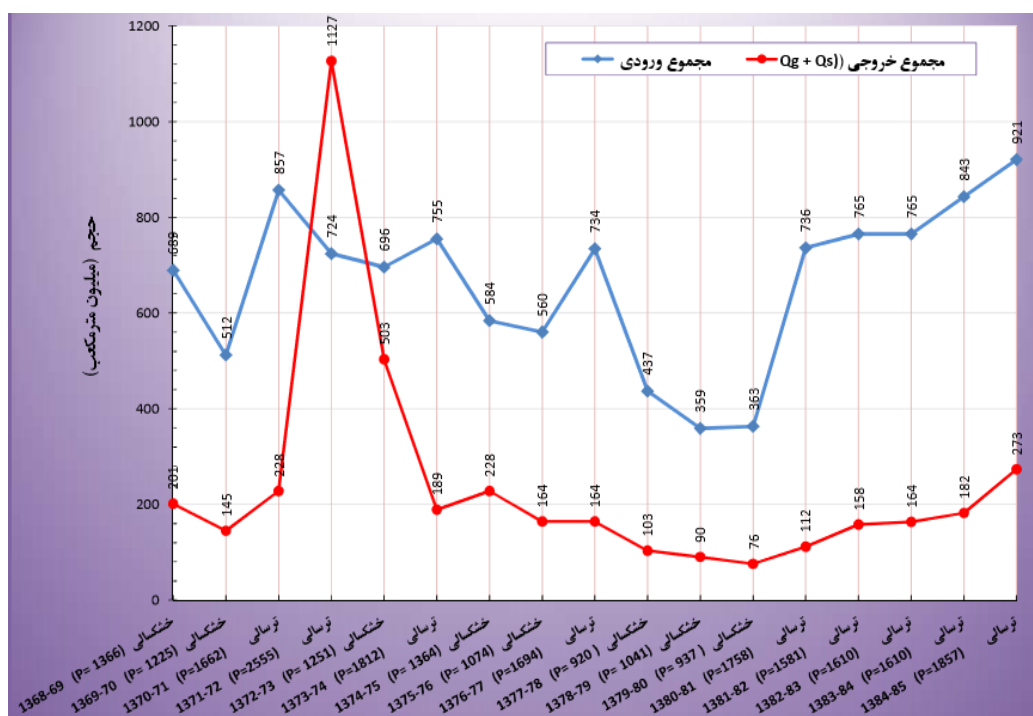
برای سنجش معنیدار بودن آماره T از رابطه زیر استفاده می شود:

$$(t) = \pm g = \frac{\sqrt{4n+10}}{9n(n-1)}$$



شکل ۳. حجم آب سالانه ایستگاه پل زمانخان و ورودی به تالاب گاوخونی در سنوات گذشته (میلیون متر مکعب) همراه با مشخص نمودن سال های ترسالی و خشکسالی منبع (حاجیان، ۱۳۹۲، ۸۰)

این نمودار که حجم آب سالانه ایستگاه پل زمانخان ورودی به ورزنه در سنوات مشترک آماری را به همراه منحنی بهترین برازش ترسیم شده است که محور طولی آن علاوه بر سال مشخصه های دیگری همچون مقادیر بارندگی سالانه ایستگاه کوهرنگ همراه با دوران خشکسالی و ترسالی ارائه گردیده است. در بیشتر سالها بین حجم آب عبوری از ۱۲ ایستگاه همخوانی خوبی وجود دارد اما از سال ۱۳۷۳ به بعد دبی کاهش چشمگیری پیدا کرده است.



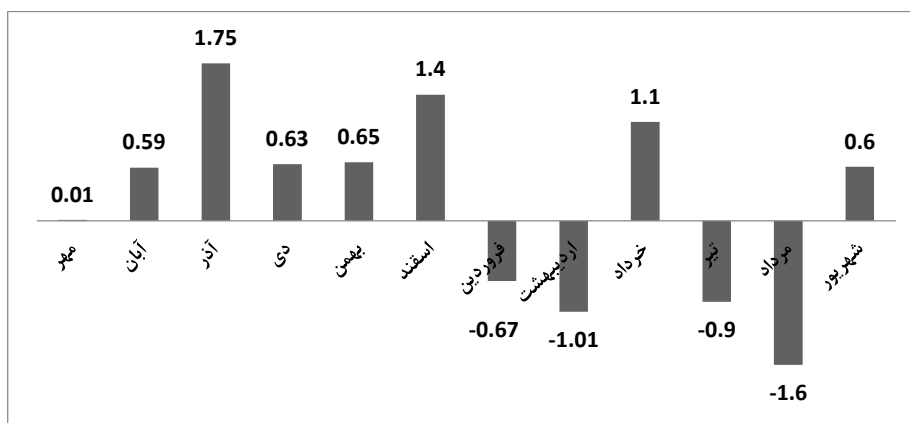
شکل ۴. حجم کل آب ورودی و خروجی حوضه آبریز زاینده رود از سال ۱۳۶۸ تا ۱۳۸۵

حجم آب ورودی و خروجی حوضه آبریز زاینده رود در ۱۷ ساله آماری ۱۷ ساله ترسیم شده است. که دوران خشکسالی و ترسالی در محور طولی نمودار همراه با مقادیر بارندگی برای هر سال به صورت $p=1470$ نشان داده شده است. تنها در سال ۱۳۷۱-۱۳۷۲ مقدار خروجی از حوضه بیشتر از ورودی بوده است. و از حدود ۱۵ سال پیش تا کنون آب ورودی تالاب پاوختی کاهش چشمگیری پیدا کرده است و بر همین اساس خروجی آن هم تغییرات اساسی پیدا کرده است.

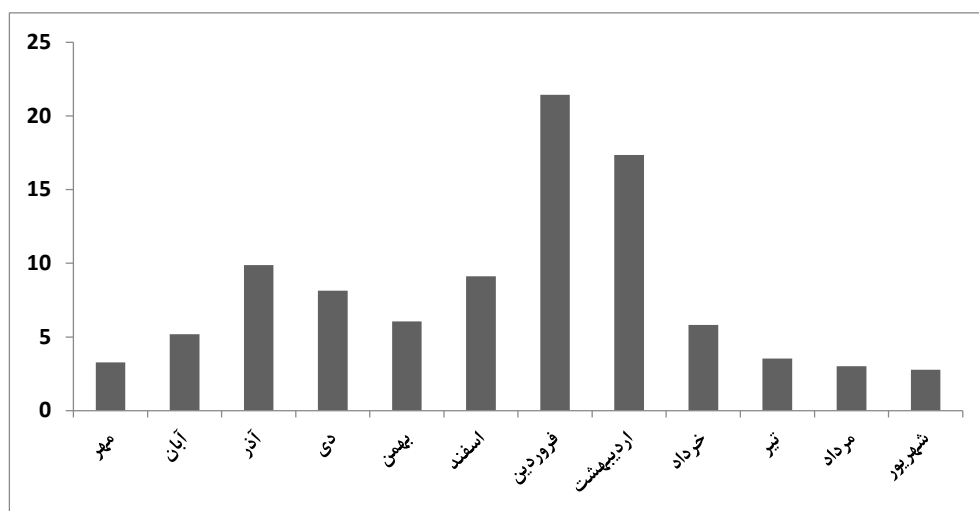


شکل ۵. حجم کل باران و باران مؤثر حوضه آبریز زاینده رود از سال ۱۳۶۸-۱۳۸۵ (منبع (حاجیان ۱۳۹۲-۸۴))

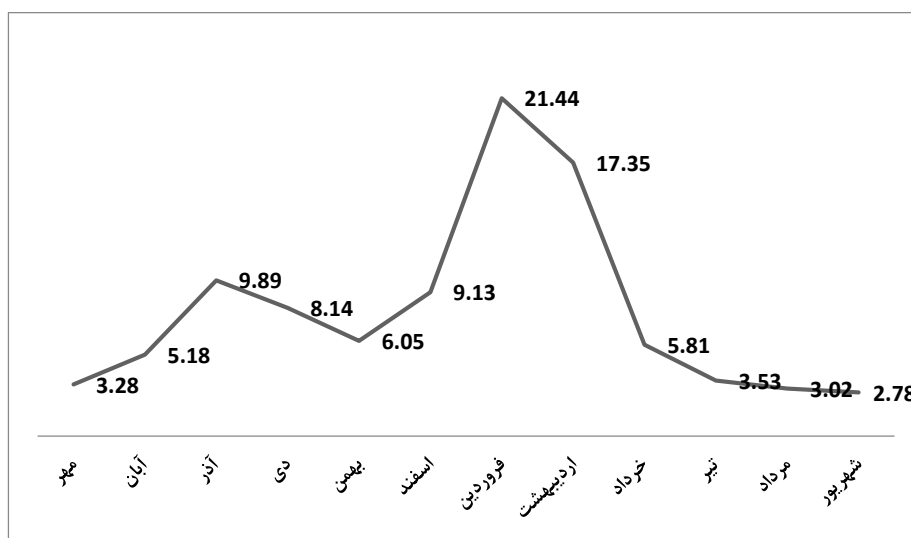
بخشی از مقدار کل نزولات جوی سالانه در یک حوضه آبریز به آب تجدید پذیر که بصورت سطحی و زیرزمینی قابل استفاده است، تبدیل می گردد. برای مشخص نمودن درصد باران مؤثر در حوضه های آبریز، ابتدا با استفاده از روش های تیسن یا خطوط هم باران، کل حجم نزولات جوی را محاسبه می نمایند. سپس حجم روانابهای سطحی و آبهای زیرزمینی را نیز از روشهای معمول و مرسوم محاسبه می مقدار باران مؤثر را در حوضه برآورد نماید. تغییرات سالانه مقدار باران مؤثر نسبت به تغییرات کل نزولات جوی خیلی کمتر است. در طول دوره آماری ۱۷ ساله فوق ۲۲۵۸ میلیون متر مکعب در سال آب تجدید پذیر در حوضه آبریز وجود داشته است.



شکل ۶. مقدار بارش ماهانه با استفاده از آزمون من کندال در شاخص PNI

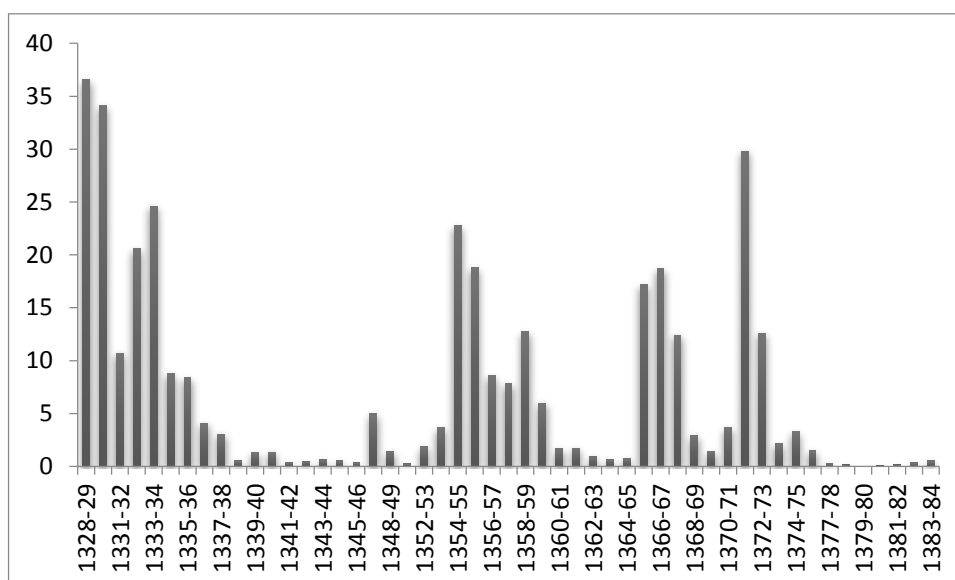


شکل ۷. نمودار بارش ماهانه (ورزنه)

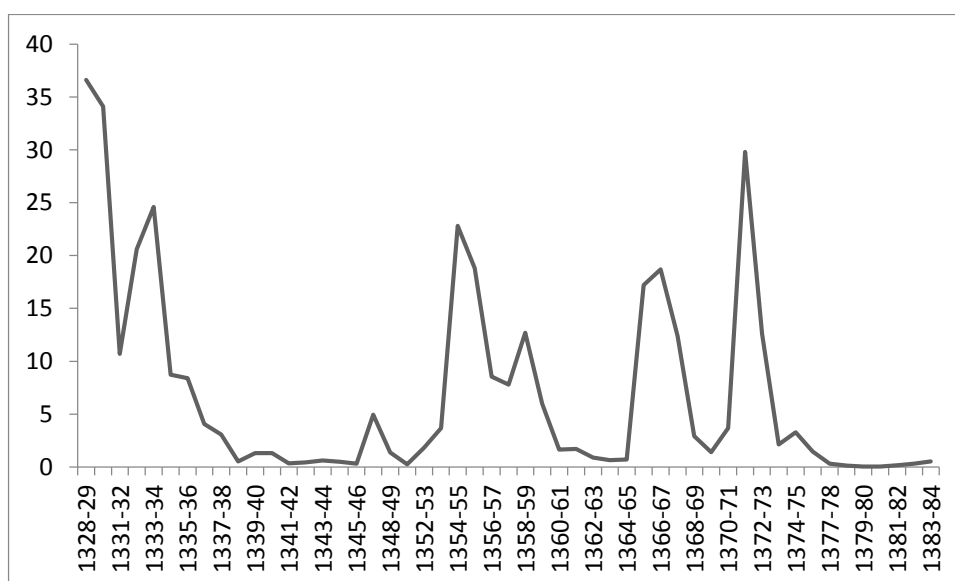


شکل ۸. نمودار بارش ماهانه (ورزنه)

نمودارهای مشاهده شده از سالهای ۱۳۸۴-۱۳۲۷ میباشند که براساس میزان بارندگی ماهانه آنها سازمان یافته اند. طبق بررسی های انجام شده و مقایسه نمودارها باهم بیشترین میزان بارندگی را در ماه های فروردین و اردیبهشت مشاهده می کنیم و کمترین میزان بارش در ماه های شهریور و مرداد و مهر مشاهده شده است. باتوجه به نمودار ۵ با استفاده از آزمون من کندال پارامتر بارش در مقیاس سالانه بدون روند بود و در مقیاس ماهانه در ماه های خرداد، تیر، مهر و آذر دارای روند و در سایر ماه ها فاقد روند می باشد.



شکل ۹. بررسی بارندگی سالانه (ورزنه)



شکل ۱۰. بررسی بارندگی سالانه (ورزنه)

طبق بررسی‌های انجام شده در میزان بارش‌های سالانه ایستگاه مورد نظر در طی سالهای ۱۳۲۷-۱۳۸۴، بیشترین میزان بارش انجام شده در سالهای ۱۳۲۹-۱۳۳۴-۱۳۵۵-۱۳۵۹-۱۳۶۷-۱۳۷۳ بوده است. طبق این نمودار ها از سال ۱۳۷۵ به بعد شاهد کمترین میزان بارش طی سالهای بررسی شده هستیم. که همین عامل کمبود بارش باعث خشکسالی شدید حوضه مورد نظر شده است.

نتیجه گیری:

حوضه زاینده رود با شدت بالاتری نسبت به مناطق هم تراز خود تحت تاثیر خشکسالی است. طی سال‌های ۱۳۲۷-۱۳۳۸ دارای بیشترین میزان بارش طی سالهای مورد بررسی بوده است. بعد از آن شاهد یک دوره ۱۴ ساله کمبود بارش بوده ایم بعد از آن دوره هم شاهد کمبود و افزایش بارش بوده ایم اما شدید ترین میزان کاهش بارش از سال ۱۳۷۵ به بعد مشاهده میشود. که باعث پایین رفتن میزان آب شده است که دوره شدید خشکسالی خود را در حال گذراندن می باشد بیشترین بارش‌های ماهانه طی این سالها در بررسی نمودار به نمودار ماهانه هر سال، در ماه‌های فروردین و اردیبهشت و کمترین میزان بارش در شهریور ماه مشاهده شده است

که این مقدار با گذشت هر سال از میزان آن کاسته شده است و در نتیجه با خشکسالی شدید تری روبه رو خواهیم بود، که اگر پیش گیری های لازم انجام نگیرد باعث خشکسالی دائمی این حوضه خواهد شد که خسارات جبران ناپذیری به همراه خواهد داشت. آثار زیان بار این خشکسالی در اثر نبود مدیریت درست و دخالت های انسانی تشدید شده که با توجه به غیرقابل پیش بینی بودن اما تکرار پذیر بودن آن پیشنهاد میشود در راهبرد مدیریت منابع آب حوضه زاینده رود تجدید نظر صورت گیرد.

منابع:

- ۱- منتظری، م. (۱۳۸۸). شناسایی روند بارش و خشکسالی حوضه کارزون، دومین همایش ملی اثرات خشکسالی و راهکارهای مدیریتی آن.
- ۲- عیورج و عساکره، ح. (۱۳۸۲). کاربرد مدل های فوری در برآورد دماهای ماهانه و آینده نگری آن، مطالعه موردی، دمای مشهد، سومین کنفرانس منطقه ها و اولین کنفرانس ملی تغییر اقلیم، دانشگاه اصفهان ۱۳۶-۱۳۰.
- ۳- فنایی، ر. عطایی، ه. هاشمی نسب، س. باقری، ن. (۱۳۹۵). بررسی تطبیق روند تغییرات بارش و خشکسالی در تالاب بین المللی گاوخونی، مطالعه موردی: ایستگاه ورزنه.
- ۴- جهانخش، س. خورشید دوست، ع. م. عاملی نژاد، م. ح. پوراصغر، ف. (۱۳۹۵). تأثیر تغییر اقلیم بر دما و بارش بادر نظر گرفتن عدم قطعیت مدل ها و سناریوهای اقلیمی مطالعه موردی حوضه شهر چای ارومیه. مجله هیدرولوژی دوره ۳ شماره ۷
- ۵- کریمی، م. کاکاشاهد و مطلب بایزیدی. (۱۳۹۴). تحلیل خشکسالی هیدرولوژی با روش حد آستانه ثابت. مطالعه موردی حوضه آبخیز کرخه. پژوهشنامه مدیریت حوضه آبخیز دوره ششم. شماره یازدهم. ساری.
- ۶- حجازی زاده، ز. بررسی تغییرات دما و بارش تهران طی نیم قرن اخیر. جغرافیا و برنامه ریزی منطقه ای - پیش شماره پاییز و زمستان.
- ۷- ملکی، س. عساکره، ح. (۱۳۹۰). بررسی تاثیر دما و رطوبت نسبی بر روی بارش طی دهه های اخیر. مطالعه موردی. ایستگاه زنجان. سازمان جغرافیایی. سال بیستم. تابستان ۱۳۹۰. شماره ۷۸
- ۸- مسعودیان، سید ابوالفضل (۱۳۹۰). آب و هوای ایران. چاپ اول. مشهد. انتشارات شریعه توس.
- ۹- حجازی زاده، ز. س. جوی زاده. (۱۳۸۹). مقدمه ای بر خشکسالی و شاخص های آن. چاپ اول. سازمان مطالعه و تدوین کتب علوم انسانی. دانشگاه (سمت) تهران.
- ۱۰- حاجیان، ناصر: حاجیان، پوریا. پایگاه داده های زاینده رود. (۱۳۹۲). چاپ اول. اصفهان. انتشارات پارس ضیا علم آفرین
۱۱. Shaban, A. 2008. Indicator and Aspects of Hydrological Drought in Lebanon. Springer science + Business Media B.V. Water Resour Manage 1875-1891.
۱۲. Shafer, B.A. and Dezman, L.E. 1982. Development of a Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought condition in snowpack runoff area, Proc. Western Snow Conf., pp 164-175.
۱۳. Sohrabi, Mohammad, Ryu, John, H, Abatzoglou, John, and Tracy, J. 2012. Climat extrem and its Linkage to regional drought over Idaho, USA. Springer science + Business Media B.V, Nat Hazard.
۱۴. Serrano, A, Mateos, V.L, Garcia, J. A, 1999, Trend analysis of monthly precipitation over the iberian peninsula for the period 1921-1995, Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, Volume 24, Issues 1-2, Pages 85-90.
۱۵. Gonzaled-Hidalgo, J.c, M. Deluis, J. Raventos and. Sanchez, 2001, international Journal of climatology, 843-860.
۱۶. Tatli, H, Turkes, M, 2011, Empirical Orthogonal Function analysis of the palmer drought indices, Agricultural and Forest Meteorology.
17. Kim, D, W & Byun, H & Choi, K, 2009, Evaluation, modification, and application of the Effective Drought Index, Jornal of Hydroligy, 378, 1-12.

The analysis of drought (climatic – hydrologic) by using Man- Kendall test in Zayandehrood basin (Case study: Varzaneh station)

Maedeh mirfattah¹.hooshmand ataei²

1-MA Student of climatology,payam noor university of Isfahan

2-Associate Professor,Department of Geography , payam noor university ,tehran,iran

Abstract

Droughts are considered to be the most disastrous natural disasters in the face of the flood. This is while the dangers of drought are far more than those of other natural disasters such as floods, storms, volcanoes and even earthquakes. This phenomenon differs from other natural crises because it has been slowly and relatively long, and most often it lasts more than a few years. In this paper, the drought of Zayandeh Rood Basin has been studied. In order to estimate the precipitation of synoptic station Varzaneh as the nearest station to the study area, for the analysis of drought, rainfall data was used in the period of 1327-1384, monthly and yearly. The precipitation parameter process was also calculated and analyzed by a non-parametric test-Kendall test. The results show that the highest precipitation was carried out in 1329-1334-1355-1357-1377. Since 1996, the lowest rainfall has been observed in the years studied and the highest rainfall is observed in April and April and the lowest rainfall was observed in Shahrivar, August and October. Using the Man Kandal test, the rainfall parameter was measured on a scale It was yearly without trend and it is on a monthly scale in the months of June, July, October and December, and in other months it lacks trend. The other losses of this period are due to the lack of proper management and human intervention that has been exacerbated by Considering the unpredictability but its repeatability is suggested in the water resource management strategy of the catchment area The river will be revised.

Key words: Precipitation, Zayandehrood Basin, Drought, Man Kendall Test

بررسی اثر آبیاری با پساب و چاه بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اراضی زراعی

معصومه فراستی^{۱*}، عابدین توسلی^۲، ابوالحسن فتح آبادی^۳، عبداللطیف قلی زاده^۴

۱- استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبدکاووس. (نویسنده مسئول)

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد آبخیزداری

۳- استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبدکاووس.

۴- استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبدکاووس

Email: farasati2760@gmail.com

چکیده

امروزه کشاورزان به دلیل کمبود منابع آبی برای آبیاری مزارع خود با مشکل مواجه هستند و برای رفع این مشکل به استفاده از منابع آبی نامتعارف مانند پساب‌ها روی آورده‌اند. از این رو در این تحقیق تاثیر آبیاری با آب رودخانه که حاوی پساب می‌باشد بر خصوصیات خاک مورد آزمایش قرار گرفته است. در این تحقیق در دو سال متوالی ۱۳۹۵ و ۱۳۹۶ دو مزرعه شالیزار و گل کلم که با آب رودخانه و چاه واقع در روستای زیارت آبیاری می‌شدند، نمونه‌برداری از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری سطح خاک، در مراحل قبل از کاشت، داشت و برداشت انجام شد. دو مزرعه شالیزار و گل کلم نیز که با آب چاه آبیاری می‌شدند به عنوان نقاط شاهد انتخاب شد. نتایج آنالیزهای پارامترهای خاک نشان داد درصد کربن آلی خاک در اراضی برنج با مقدار میانگین ۱/۱۴ بیشتر از اراضی گل کلم با مقدار میانگین ۱/۰۱ و اسیدیته خاک در اراضی گل کلم با مقدار میانگین ۷/۵۱ بیشتر از اراضی برنج با میانگین ۶/۹ بوده است. همچنین میزان شوری خاک در صورت استفاده از آب رودخانه و چاه طی مراحل کاشت کاهش یافت. میزان ازت و پتاسیم در مزرعه برنج و در صورت استفاده از آب رودخانه، افزایش یافت. از سوی دیگر تمامی پارامترهای خاک مزرعه‌هایی که با آب چاه و رودخانه آبیاری شده‌اند با هم تفاوت معناداری داشتند. نتایج همچنین نشان داد که در مراحل مختلف کشت محصولات همه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری داشتند. همچنین مشخص شد که پارامترهای خاک مزرعه‌ها در سال دوم با سال اول تفاوت معناداری نداشتند.

کلمات کلیدی: برنج، پساب، خاک، کشاورزی، گل کلم.

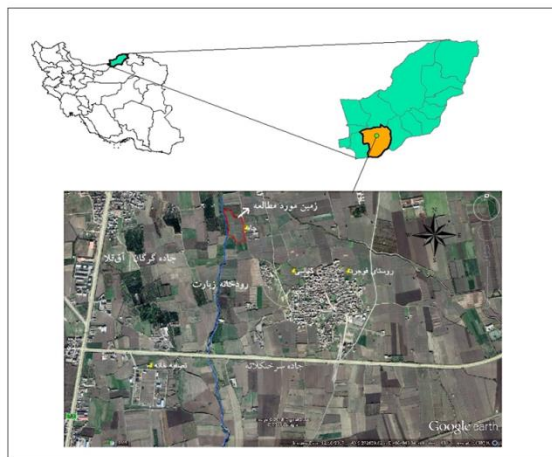
مقدمه

رشد جمعیت در دهه‌های اخیر و گسترش نیازهای انسان و بالارفتن سطح بهداشت مردم، باعث گردیده که منابع آب شیرین سطحی و زیرزمینی بیش از حد مصرف شده و در حالت های بحرانی قرار گیرند. این مساله در دوره های خشکسالی بسیار تشدید می گردد و برای کشور هایی چون ایران که بر روی کمر بند خشک زمین قرار دارد محسوس تر و نیاز به توجه بیشتری می باشد. برای حل این مشکل بایستی به منابع آب نامتعارف به ویژه فاضلاب ها برای کشاورزی روی آورد تا باعث آزاد سازی منابع آب برای سایر مصارف گردید (تقویان و همکاران، ۱۳۸۶). تقریباً ۷۰ درصد آب منحرف شده از رودخانه ها و پمپاژ از آب های زیرزمینی برای کشاورزی مورد استفاده قرار می گیرد. در صورت استفاده از پسابها برای آبیاری در کشاورزی مقدار استخراج آب از منابع طبیعی کاهش یافته و از تخلیه پساب ها به محیط زیست و آلودگی آن جلوگیری می شود (پدررو، ۲۰۰۹). هم چنین هزینه های زیاد کود های شیمیایی، مواد مغذی موجود در پساب ها و هزینه های زیاد به منظور تصفیه پیشرفته پساب ها برای استفاده در مصارف دیگر سبب شده تا استفاده از پساب ها در بخش کشاورزی روزه روز افزایش یابد (کوپایی و همکاران، ۲۰۰۶: زما و همکاران، ۲۰۱۲).

استفاده مجدد پساب‌ها با دو هدف تامین آب بیشتر و حفاظت محیط زیست از آلودگی، یکی از راهکارهای رفع مشکل تامین آب و یکی از منابع بالقوه برای آبیاری در کشاورزی می باشد. به طور کلی پساب‌ها به عنوان یکی از منابع غیر متعارف تامین آب مطرح بوده و حتی در شرایط خشکسالی نیز یکی از منابع آب مطمئن می باشد. بنابراین استفاده از فاضلاب تصفیه شده ولو ناچیز می تواند به عنوان یک منبع تامین آب در نظر گرفته شود. باید توجه داشت، علی رغم اینکه استفاده و به کارگیری پساب‌ها در آبیاری راهبرد ارزشمندی در بالا بردن منابع آب در دسترس محسوب می شود، کیفیت و شرایط این آب چالش‌های را در کشاورزی ایجاد می‌کند (حسن و همکاران، ۲۰۱۴). در سال‌های اخیر، با توجه به کمبود و کاهش آب شیرین در مناطق خشک و نیمه خشک، مانند ایران، آبیاری با فاضلاب به عملی معمول و رایج تبدیل شده است. مجموعه بررسی‌های فوق نشان می دهد که نوع فاضلاب مورد استفاده، میزان تصفیه، اقلیم منطقه و نوع خاک و گیاه نقش مهمی در چگونگی استفاده از فاضلاب دارد و به نظر می رسد که محصولات آبیاری شده با فاضلاب و همچنین خاک منطقه باید به صورت دوره ای مورد تجزیه شیمیایی قرار گیرند. استفاده از پساب ها را در آبیاری، به عنوان یک گزینه در جهت رفع کمبود آب قابل دسترس در کشور مد نظر قرار دارد. نجفی و همکاران (۱۳۹۳) به بررسی تاثیر درازمدت روش‌های مختلف آبیاری با پساب بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک پرداختند. نتایج نشان داد که کاربرد پساب باعث کاهش ۲۳/۴ درصدی کربنات کلسیم در لایه ۶۰-۹۰ سانتی متری و کاهش ۳۸/۷۵ درصدی SAR در لایه ۶۰-۳۰ سانتی شد. حیدرپور و همکاران (۲۰۰۷) با بررسی اثر آبیاری با پساب با دو روش آبیاری قطره ای سطحی و زیر سطحی بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک گزارش کردند میزان شوری، سدیم، کلسیم، منیزیم لایه سطحی در روش آبیاری زیر سطحی نسبت به روش آبیاری سطحی به صورت معنی داری افزایش نشان داد. کاپرا و سیکولون (۲۰۰۷) بیان کردند استفاده مجدد از پساب به روش آبیاری قطره ای موثر و کارآمدترین راه برای مقابله با کمبود آب برای محصولات کشاورزی و مقابله با آلودگی محیط زیست می‌باشد. در این راستا بررسی پیامدهای کاربرد فاضلاب تصفیه شده شهری بر روی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در راستای پایداری اراضی امری ضروری است. با توجه به مطالب ذکر شده، در این تحقیق به بررسی اثر پساب رودخانه زیارت بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تحت کشت دو گیاه گل کلم و برنج مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در استان گلستان و در ۵ کیلومتری شهر گرگان در روستای فوجرد واقع است. روستای فوجرد از نظر جغرافیایی بین ۵۴ درجه و ۲۷ دقیقه ۴۵ و ثانیه شرقی و ۳۵ درجه و ۵۴ دقیقه و ۱۱ ثانیه شمالی در محدوده منطقه معتدله شمالی در شمال شهرستان گرگان، بخش بهاران، دهستان استرآباد شمالی واقع است. محصولات عمده کشاورزی آن گندم، جو، برنج، پنبه، حبوبات، گل کلم، نباتات علوفه‌ای، سیب‌زمینی و دانه‌های روغنی است که از طریق آبیاری و دیم حاصل می‌گردد. شکل (۱) نمایی از منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری را نشان می‌دهد.



شکل ۱- نمایی از منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

این تحقیق در دو سال متوالی ۱۳۹۵ و ۱۳۹۶ در اراضی کشاورزی روستای فوجرد انجام شد. از آب چاه و رودخانه (حاوی پساب تصفیه خانه) برای تامین آب مورد نیاز گیاه استفاده شد. گیاهان گل کلم و برنج با دوره کشت سه ماهه کشت شد. شروع نمونه برداری از مزرعه برنج از تاریخ ۹۵/۳/۲۰ الی ۹۵/۶/۲۵ و مزرعه گل کلم از تاریخ ۹۵/۶/۱۵ تا ۹۵/۹/۲۰ برای سال اول بود. برای سال دوم نیز برای کشت برنج شروع نمونه برداری از تاریخ ۹۶/۳/۱۵ الی ۹۶/۶/۱۸ و برای کشت گل کلم ۹۶/۶/۱۵ الی ۹۶/۹/۱۵ انجام شد. در ورودی روستا، رودخانه مورد استفاده از پساب تصفیه خانه گرگان تغذیه می شد. نمونه برداری از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری سطح خاک، در مراحل قبل از کاشت، داشت و برداشت انجام شد. دو مزرعه برنج و گل کلم نیز که با آب چاه آبیاری می شدند به عنوان نقاط شاهد انتخاب شده و نمونه برداری از آن ها نیز از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری سطح خاک، در مراحل کاشت، داشت و برداشت انجام شد. در هر یک از مراحل قبل از کاشت، داشت و برداشت تعداد ۴ نمونه خاک و مجموعاً ۶۴ نمونه خاک برداشت شد. نمونه خاک های برداشته شده پس از انتقال از محل نمونه برداری، در معرض هوا خشک شده و با چکش چوبی کوبیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد و سپس برخی از خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک با روش های آزمایشگاهی مورد سنجش و بررسی قرار گرفت. جرم مخصوص ظاهری به روش خشک کردن در آون، هدایت الکتریکی با EC متر، اسیدیته با pH متر، کربن آلی به روش والکی بلاک، ازت کل به روش کج لدا و پتاسیم به روش فلیم فوتومتر اندازه گیری شد (۱۶). به منظور مقایسه پارامترها در مکان و زمان های مختلف از آزمون کورت های خرد شده در واحد زمان (اسپلیت پلات) استفاده شد. به منظور نرمال بودن متغیرها از آزمون کلموگراف اسمیرنوف مورد بررسی قرار گرفت. چنانچه سری داده ها نرمال نباشد با استفاده از تبدیل مناسب BAX-COX، لگاریتمی و غیره داده ها نرمال شدند. در نهایت برای استنباط تاثیر آبیاری با هر کدام از آب ها (رودخانه و چاه) بر دو محصول مختلف (گل کلم و برنج) در مراحل مختلف کشت (قبل از کاشت، داشت و برداشت) در محیط SAS آزمون کورت های خرد شده در واحد زمان انجام شد. برای انجام مقایسه میانگین نیز از آزمون حداقل تفاوت معنی داری LSD استفاده شد. همبستگی بین پارامترها نیز با استفاده از آزمون همبستگی پیرسون در نرم افزار SPSS مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

به منظور نشان دادن معنی داری اثر متقابل آب آبیاری (رودخانه و چاه) بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک زمین های تحت کشت (برنج و گل کلم) در چهار دوره نمونه گیری (قبل از کاشت، داشت و برداشت) از روش تجزیه واریانس مرکب برای پارامترهای مقادیر هدایت الکتریکی، اسیدیته، ازت، کربن، پتاسیم و چگالی استفاده شد. کیفیت آب رودخانه و چاه در دو سال ۹۵ و ۹۶ در جدول (۱) نشان داده شده است.

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی آب رودخانه و چاه در طول مدت آزمایش

فاکتور	مواد آلی (%)	ازت (%)	اسیدیته	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	پتاسیم (میلی گرم در لیتر)
سال ۹۵ رودخانه	۰/۰۶۴۷	۰/۰۳۳	۷/۴۷	۲/۵	۱۴
چاه	۰/۰۳۰۵	۰/۰۱۸۲	۷/۳۲	۱/۳۷	۰/۹۷
سال ۹۶ رودخانه	۰/۰۶۵	۰/۰۳۳۵	۷/۶۸	۲/۴۸	۱۲
چاه	۰/۰۳۱	۰/۰۱۷۷	۷/۳۷	۱/۳۵	۰/۶

نتایج تجزیه واریانس آزمایش کورت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو محصول مختلف در سال اول در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲- تجزیه واریانس در رابطه با تاثیر آب و گیاه بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در سال اول نمونه برداری

میانگین مربعات							
منابع تغییر	درجه آزادی	هدایت الکتریکی	پتاسیم	کربن	ازت	جرم مخصوص ظاهری	اسیدیته
تکرار	۳	۰/۰۰۸ ^{ns}	۱۱/۶۲۵ ^{ns}	۰/۰۱۶ ^{ns}	۰/۰۳۲ ^{ns}	۰/۰۰۰۵ ^{ns}	۰/۰۰۳۵ ^{**}
نوع آب	۱	۱۲/۰۰۶ ^{**}	۱۲۶۵۶/۲۵ ^{**}	۳/۷ ^{**}	۶/۶۱۴ ^{**}	۰/۳۴۶ ^{**}	۰/۹۳۳ ^{**}
نوع گیاه	۱	۰/۰۳۶ ^{ns}	۶/۲۵ ^{ns}	۰/۲۹۲ ^{**}	۰/۰۲۸ ^{ns}	۰/۰۰۴ [*]	۰/۰۱۴ ^{**}
آب×گیاه	۱	۰/۳۲۷ [*]	۱۰۰ [*]	۰/۰۷۲ [*]	۰/۰۰۰۴ ^{ns}	۰/۰۰۵ [*]	۰/۰۱۸ ^{**}
خطای نوع (۱)	۹	۰/۰۱۶	۱۵/۷۰۸	۰/۰۰۹	۰/۰۰۹	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰۲
زمان	۳	۰/۲۳۷ ^{**}	۴۹۰/۵۴۴ ^{**}	۰/۱۵۶ ^{**}	۰/۵۰۲ ^{**}	۰/۰۱۲۳ ^{**}	۰/۲۱۸ ^{**}
آب×زمان	۳	۰/۰۴۱ ^{ns}	۲۰۸/۴۵ ^{**}	۰/۰۴۸ ^{**}	۰/۰۰۸ ^{ns}	۰/۰۰۱۷ [*]	۰/۰۵۰ ^{**}
گیاه×زمان	۳	۰/۱۸۳ ^{**}	۱۹۳/۸۷ ^{**}	۰/۰۴۵ ^{**}	۰/۰۶۰۹ ^{**}	۰/۰۱۰ ^{**}	۰/۰۲۸۹ ^{**}
آب×گیاه×زمان	۳	۰/۰۶۷ ^{ns}	۵۳/۵۴ ^{**}	۰/۰۱ ^{ns}	۰/۰۰۶۸ ^{ns}	۰/۰۰۶ ^{**}	۰/۰۲۱ ^{**}
خطای نوع (۲)	۳۶	۰/۰۲	۵/۱۰۴	۰/۰۰۴	۰/۰۱۰۷	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۲۵
ضرب تغییرات	-	۶/۳۵	۲/۸۴	۶/۰۶	۴/۶۱	۱/۳۱	۰/۶۷

* معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد، ** معنی دار در سطح احتمال ۱ درصد و ^{ns} غیر معنی دار.

نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو محصول مختلف در سال اول (جدول ۲) نشان داد که در دو محصول مختلف یعنی گل کلم و برنج، در سال اول، ازت، پتاسیم و هدایت الکتریکی خاک تفاوت معناداری نداشتند و بقیه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری داشتند. به عبارت دیگر پتاسیم، ازت و هدایت الکتریکی خاک مزرعه های گل کلم و برنج با هم تفاوت معناداری نداشتند ولی در بقیه پارامترها تفاوت معنادار بود. به عبارت دیگر کربن خاک در اراضی برنج با مقدار میانگین ۱/۱۴ بیشتر از اراضی گل کلم با مقدار میانگین ۱/۰۱ و اسیدیته خاک در اراضی گل کلم با مقدار میانگین ۷/۵۱ بیشتر از اراضی برنج با میانگین ۶/۹ شد. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو آب مختلف در سال اول (جدول ۲) نشان داد که در دو آب مختلف یعنی آب چاه و رودخانه، در سال اول همه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری داشتند، یعنی ضریب Sig همه آنها از ۰/۰۵ کمتر بود. به عبارت دیگر همه پارامترهای خاک مزرعه هایی که با آب چاه و رودخانه آبیاری شدند با هم تفاوت معناداری داشتند. در نتیجه آبی که با آن آبیاری صورت می گیرد تاثیر مستقیمی بر فاکتورهای خاک دارد، به صورتی که فاکتورهای خاک در مزارعی که با رودخانه آبیاری شده اند مقادیر بالاتری نسبت به مزارعی که با آب چاه آبیاری شده اند دارند. نتایج تجزیه واریانس آزمایش فاکتوریل مربوط به مراحل مختلف کاشت در سال اول (جدول ۲) نشان داد که در مراحل مختلف کشت محصولات یعنی قبل از کاشت، کاشت، داشت و برداشت، در سال اول همه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری داشتند، یعنی ضریب Sig همه آنها از ۰/۰۵ کمتر است. به عبارت دیگر همه پارامترهای خاک مزرعه های مورد تحقیق، در مراحل مختلف کاشت، با هم تفاوت معناداری داشتند. در نتیجه مرحله کاشت تاثیر مستقیمی بر فاکتورهای خاک دارد. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به سه منبع تغییرات (محصول، آب و مراحل کاشت) در سال اول (جدول ۲) نشان داد که در هر دو محصول (گل کلم و برنج) و هر دو آب (چاه و رودخانه) در مراحل مختلف کاشت (قبل از کاشت، کاشت، داشت و برداشت) از بین فاکتورهای خاک فقط هدایت الکتریکی، ازت و کربن به دلیل داشتن ضریب Sig بالاتر از ۰/۰۵ با هم تفاوت معناداری نداشتند و بقیه فاکتورها یعنی پتاسیم، جرم مخصوص و اسیدیته که ضریب Sig کمتر از ۰/۰۵ داشتند، تفاوت معنادار بود.

نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو محصول مختلف در سال دوم در جدول ۳ آورده شده است.

جدول ۳- تجزیه واریانس در رابطه با تاثیر آب و گیاه بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در سال دوم نمونه برداری

میانگین مربعات							
منابع تغییر	درجه آزادی	هدایت الکتریکی	پتاسیم	کربن	ازت	جرم مخصوص ظاهری	اسیدیته
تکرار	۳	۰/۰۰۷۴ ^{ns}	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴ ^{ns}	۰/۰۰۰۰۰۱۵ ^{ns}	۰/۰۰۰۱۵۷ ^{ns}	۰/۸۳ ^{ns}	۰/۰۰۰۸۱ ^{ns}
نوع آب	۱	۷/۲۹ ^{**}	۰/۰۰۰۱۵ ^{**}	۰/۸۰۲ ^{**}	۱/۴۳۵ ^{**}	۲۳۹/۳۹ ^{**}	۰/۱۱۳ ^{**}
نوع گیاه	۱	۰/۰۱۰۵ ^{ns}	۰/۰۰۰۰۰۰۲۳ ^{**}	۱/۸۲۴ ^{**}	۱/۳۴۲ ^{**}	۱۳۶/۰۷ ^{**}	۰/۱۸۲ ^{**}
آب×گیاه	۱	۱/۵۶۲ ^{**}	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲ [*]	۰/۲۷۶ ^{**}	۲/۲۸۱ ^{**}	۸۴/۹۲ ^{**}	۰/۰۰۴۲ ^{**}
خطای نوع (۱)	۹	۰/۰۱۸	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲	۰/۰۰۰۰۴۴	۰/۰۰۰۸۳	۱/۳۸۵	۰/۰۰۰۳۵
زمان	۳	۰/۲۲۳ ^{**}	۰/۰۰۰۰۰۰۶۸ ^{**}	۰/۱۲۵ ^{**}	۰/۰۶۱۳ ^{**}	۷۶/۵۱ ^{**}	۰/۲۴۷ ^{**}
آب×زمان	۳	۰/۰۶۸ ^{**}	۰/۰۰۰۰۰۰۲۳ ^{**}	۰/۰۴۲۸ ^{**}	۰/۰۲۵۵ ^{**}	۱۴/۰۲ ^{**}	۰/۰۱۸ ^{**}
گیاه×زمان	۳	۰/۴۷۴ ^{**}	۰/۰۰۰۰۰۰۱۱ ^{**}	۰/۰۳۸۴ ^{**}	۰/۰۱۹ [*]	۵/۶۲ ^{**}	۰/۰۱۳۶ ^{**}
آب×گیاه×زمان	۳	۰/۱۹۴ ^{**}	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲۸ ^{**}	۰/۰۰۵۶۷ ^{**}	۰/۰۲۸۶ ^{**}	۲۴/۴۷ ^{**}	۰/۰۱۱۲ ^{**}
خطای نوع (۲)	۳۶	۰/۰۱۲۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲	۰/۰۰۰۰۳۴	۰/۰۰۰۵۳۸	۱/۰۵	۰/۰۰۰۷۴۹
ضریب تغییرات	-	۳/۹۷	۳/۸۵	۱/۷۶	۳/۱۶	۵/۴۶	۰/۳۶

* معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد، ** معنی دار در سطح احتمال ۱ درصد و ^{ns} غیر معنی دار.

نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو محصول مختلف در سال دوم (جدول ۳) نشان داد که در دو محصول مختلف یعنی گل کلم و برنج، غیر از هدایت الکتریکی، بقیه فاکتورهای خاک یعنی پتاسیم، کربن، نیتروژن، چگالی و اسیدیته خاک تفاوت معناداری دارد. به عبارت دیگر فاکتورهای خاک یعنی پتاسیم، کربن، نیتروژن، جرم مخصوص و اسیدیته خاک مزرعه های گل کلم و برنج با هم تفاوت معناداری دارند ولی هدایت الکتریکی تفاوت معناداری ندارد. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو آب مختلف در سال دوم نشان داد که در دو آب مختلف یعنی آب چاه و رودخانه، در سال دوم همه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری داشتند. به عبارت دیگر همه پارامترهای خاک مزرعه هایی که با آب چاه و رودخانه آبیاری شدند با هم تفاوت معناداری داشتند. بنابراین آبی که با آن آبیاری صورت می گیرد تاثیر مستقیمی بر فاکتورهای خاک دارد. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به مراحل مختلف کاشت در سال دوم (جدول ۳) نشان داد که در مراحل مختلف کشت محصولات یعنی قبل از کاشت، کاشت، داشت و برداشت، در سال دوم همه فاکتورهای خاک تفاوت معناداری دارند. به عبارت دیگر همه پارامترهای خاک همه مزرعه های مورد تحقیق، در مراحل مختلف کاشت، با هم تفاوت معناداری دارند. در نتیجه مرحله کاشت تاثیر مستقیمی بر فاکتورهای خاک دارد. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به سه منبع تغییرات (محصول، آب و مراحل کاشت) در سال دوم (جدول ۵) نشان داد که در هر دو محصول (گل کلم و برنج) و هردو آب (چاه و پساب) در مراحل مختلف کاشت (قبل از کاشت، کاشت، داشت و برداشت) همه فاکتورهای خاک یعنی هدایت الکتریکی، پتاسیم، کربن، نیتروژن، چگالی و اسیدیته که ضریب Sig پایین تر از ۰/۰۵ دارند، تفاوت معناداری دارند.

مقایسه میانگین فاکتورها با اثرات متقابل معنی دار در سال اول و دوم

در کل دوره نمونه برداری، فاکتورهایی که اثر متقابل آنها معنی دار شد از روش برش دهی، برای مقایسه میانگین بین آنها استفاده شد. اثرات متقابل مراحل کاشت (قبل از کاشت، کاشت، داشت و برداشت)، نوع گیاه (گل کلم و برنج) و نوع آب (چاه و پساب رودخانه) در دو فصل زراعی بر فاکتورهای اسیدیته، هدایت الکتریکی، ازت، چگالی، پتاسیم و کربن معنی دار شد. نتایج حاصل در جدول (۵ و ۴) آورده شده است.

جدول ۴- مقایسه میانگین فاکتورها با اثرات متقابل معنی‌دار در سال اول

ترکیبات تیماری	اسیدیته	چگالی	ازت	مواد آلی	پتاسیم	هدایت الکتریکی
W1P1T1	۷/۷۹ ^a	۱/۸۰ ^{bc}	۰/۱۲ ^e	۱/۱۴ ^a	۹۶/۲۵ ^b	۳/۱۱ ^a
W1P1T2	۷/۷۵ ^b	۱/۸۱ ^c	۰/۱۴ ^d	۱/۲۱ ^c	۸۰ ^d	۳/۱ ^a
W1P1T3	۷/۷۳ ^c	۱/۸۲ ^{bc}	۰/۱۵ ^{bc}	۱/۳۷ ^b	۹۹/۵ ^b	۲/۸۵ ^b
W1P1T4	۷/۶۹ ^{de}	۱/۸۸ ^a	۰/۱۹ ^a	۱/۹۴ ^a	۱۰۴/۵ ^a	۲/۸ ^{bc}
W2P1T1	۷/۴۳ ^d	۱/۶۰ ^f	۰/۰۵۸ ^{hi}	۰/۵۹ ^g	۶۱/۷۵ ^f	۲/۱ ^g
W2P1T2	۷/۳۷ ^{fg}	۱/۶۴ ^e	۰/۰۶۸ ^{hi}	۰/۷۱ ^{fg}	۶۲/۷۵ ^f	۲/۰۸ ^g
W2P1T3	۷/۳۶ ^{ef}	۱/۶۷ ^e	۰/۰۷ ^{fg}	۰/۷۳ ^{fg}	۶۴/۵ ^f	۲/۰۰ ^g
W2P1T4	۷/۳ ^{fg}	۱/۷۵ ^d	۰/۰۸۵ ^f	۰/۹۳ ^{de}	۶۸/۷۵ ^e	۱/۸۵ ^{gh}
W1P2T1	۷/۷۴ ^{ab}	۱/۸۰ ^{bc}	۰/۱۱ ^d	۱/۱۰ ^{cd}	۹۸ ^b	۳/۱۳ ^a
W1P2T2	۷/۷۳ ^c	۱/۸۲ ^c	۰/۱۲ ^e	۱/۲۳ ^c	۸۰/۷۵ ^d	۳/۰ ^a
W1P2T3	۷/۷۱ ^b	۱/۸۴ ^{bc}	۰/۱۳ ^{cd}	۱/۳۶ ^c	۹۷/۵ ^b	۲/۹ ^{ab}
W1P2T4	۷/۶۹ ^{bc}	۱/۸۵ ^{ab}	۰/۱۵ ^{ab}	۱/۵۷ ^b	۹۱/۵ ^c	۲/۸۵ ^b
W2P2T1	۷/۶۰ ^c	۱/۶۷ ^d	۰/۰۵ ^h	۰/۶۳ ^h	۷۶/۷۵ ^d	۲/۶۱ ^d
W2P2T2	۷/۵۸ ^{def}	۱/۶۷ ^e	۰/۰۵۹ ⁱ	۰/۶۱ ^{fg}	۶۱/۵ ^f	۲/۴۸ ^e
W2P2T3	۷/۵۶ ^{de}	۱/۷ ^e	۰/۰۶ ^{gh}	۰/۷۶ ^{fg}	۶۲/۲۵ ^f	۲/۳۸ ^e
W2P2T4	۷/۵۴ ^g	۱/۷۵ ^e	۰/۰۷۹ ^f	۰/۸۹ ^{ef}	۶۴/۷۵ ^e	۲/۲۵ ^{ef}

W1: رودخانه، W2: چاه، P1: برنج، P2: گل کلم، T1: قبل از کاشت، T2: کاشت، T3: داشت و T4: برداشت.

جدول ۵- مقایسه میانگین فاکتورها با اثرات متقابل معنی‌دار در سال دوم

ترکیبات تیماری	اسیدیته	وزن مخصوص	ازت	مواد آلی	پتاسیم	هدایت الکتریکی
W1P1T1	۷/۷۹ ^a	۱/۷۲ ^f	۰/۱۵ ^{bc}	۱/۴۹ ^b	۹۵ ^{bc}	۲/۹۸ ^{ab}
W1P1T2	۷/۷۱ ^{ab}	۱/۸۰ ^e	۰/۱۴ ^c	۱/۵۰ ^b	۹۷ ^{bc}	۲/۸۵ ^b
W1P1T3	۷/۶۳ ^b	۱/۸۶ ^{bc}	۰/۱۶ ^{ab}	۱/۶۲ ^b	۱۰۳/۷ ^{ab}	۲/۶۹ ^{bc}
W1P1T4	۷/۵۸ ^c	۱/۹ ^a	۰/۱۸۵ ^a	۱/۹۰ ^a	۱۰۷/۳۵ ^a	۲/۵۲ ^d
W2P1T1	۷/۶۶ ^b	۱/۶۶ ^g	۰/۰۷۵ ^g	۰/۸۹ ^e	۷۲/۲۵ ^{fg}	۲/۴۳ ^e
W2P1T2	۷/۶۳ ^b	۱/۷۴ ^f	۰/۰۷۸ ^g	۰/۹۳ ^d	۷۴/۷۵ ^f	۲/۲۷ ^g
W2P1T3	۷/۵۸ ^c	۱/۶۴ ^g	۰/۰۸۱ ^{de}	۰/۹۳ ^d	۷۶/۲۵ ^f	۲/۲۵ ^{gh}
W2P1T4	۷/۵۰ ^d	۱/۷۵ ^f	۰/۰۹۳ ^{efg}	۱/۰۴ ^b	۷۹/۷۵ ^e	۲/۱۵ ^{gh}
W1P2T1	۷/۷۹ ^a	۱/۸۲ ^{de}	۰/۰۸ ^{efg}	۰/۸۱ ^f	۸۸/۵ ^d	۳/۱۱ ^a
W1P2T2	۷/۷۸ ^a	۱/۸۲ ^{de}	۰/۰۸ ^{efg}	۰/۸۰ ^g	۹۲/۲۵ ^d	۳/۰۵ ^a
W1P2T3	۷/۷۵ ^a	۱/۸۳ ^{cde}	۰/۰۸۵ ^{fg}	۰/۸۵ ^e	۱۰۱/۵ ^{abc}	۲/۹۴ ^a
W1P2T4	۷/۷۲ ^{ab}	۱/۸۷ ^{ab}	۰/۰۸۵ ^{fg}	۰/۹۵ ^c	۱۰۵/۲۵ ^{ab}	۲/۷۷ ^{bc}
W2P2T1	۷/۵۵ ^{cd}	۱/۷۵ ^f	۰/۰۸۲ ^{efg}	۰/۸۶ ^e	۷۰/۰۰ ^g	۲/۶۶ ^c
W2P2T2	۷/۵۳ ^a	۱/۸۲ ^{de}	۰/۰۸۲ ^{efg}	۰/۸۹ ^e	۷۱/۲۵ ^{fg}	۲/۶۰ ^c
W2P2T3	۷/۵۰ ^{cd}	۱/۸۳ ^{de}	۰/۰۹ ^d	۰/۹۳ ^d	۷۳/۲۵ ^f	۲/۵۳ ^d
W2P2T4	۷/۴۸ ^d	۱/۸۴ ^{bcd}	۰/۱ ^{def}	۱/۱۱ ^b	۷۷/۵ ^e	۲/۳۴ ^f

W1: رودخانه، W2: چاه، P1: برنج، P2: گل کلم، T1: قبل از کاشت، T2: کاشت، T3: داشت و T4: برداشت.

مقایسه میانگین بین مقادیر اسیدیت

با توجه به جدول (۴) و (۵) بیشترین مقدار اسیدیت مربوط به زمان کاشت برنج با آب رودخانه و کمترین مقدار آن مربوط به زمان برداشت گیاه کل کلم با آبیاری چاه را نشان داد. تغییرات کم اسیدیت آبیاری با آب رودخانه و چاه را می‌توان بخاطر ظرفیت بافری خاک دانست که به همین خاطر اسیدیت در طول زمان تغییر زیادی نمی‌کند. در مزرعه برنج به دلیل غرقاب بودن، اکسیژن کاهش یافته و باعث کاهش اسیدیت شده است اما به دلیل خاصیت بافری خاک، تغییرات اسیدیت خیلی کم شده است. در مزرعه گل کلم تغییر چندانی در اسیدیت ایجاد نشده است. کاهش اسیدیت در آبیاری با آب رودخانه در طی مراحل کشت را می‌توان بخاطر افزایش تجزیه مواد آلی خاک در نتیجه افزوده شدن میکروارگانیسم‌های موجود در پساب رودخانه به خاک، تشکیل مواد حد واسط اسیدی و گازهایی مانند H_2S نسبت داد. علاوه بر این CO_2 آزاد شده در نتیجه افزایش جمعیت و فعالیت‌های میکروبی می‌تواند منجر به کاهش اسیدیت خاک‌های قلیایی شود. این نتایج با نتایج تحقیق تفوائیان و همکاران (۲۰۰۷) و مارین و همکاران (۲۰۰۵) که کاهش اسیدیت خاک را در اثر آبیاری با پساب گزارش کردند، مطابقت دارد. میانگین اسیدیت پساب و آب چاه ۷/۴ است که در محدوده استاندارد (۶-۸/۵) می‌باشد بنابراین مشکلی را برای مزارع تحت کشت ایجاد نمی‌کند. همچنین عابدی کویایی و همکاران (۱) اسیدیت آب چاه جهت آبیاری ۷/۶ گزارش کرده اند. به طور کلی تغییر در اسیدیت، بستگی به خصوصیات خاک از جمله بافت خاک و ظرفیت بافری آن دارد.

مقایسه میانگین بین مقادیر پتاسیم

نتایج آزمایش نشان داد که پتاسیم محلول خاک‌های آبیاری شده با پساب رودخانه در مقایسه با خاک‌های آبیاری شده با آب چاه افزایش یافته است. در گیاه برنج به دلیل تخلیه سیلیکات‌های لایه ای، پتاسیم از خاک خارج شده و مقدار آن کاهش می‌یابد، اما به دلیل بیشتر بودن پتاسیم آب رودخانه نسبت به آب چاه، میزان پتاسیم در مزرعه برنج افزایش یافته است. همچنین میزان مصرف کود پتاس در مزرعه برنج بیشتر از مزرعه گل کلم بوده که این عامل نیز باعث افزایش پتاسیم در خاک شده است. نتایج به دست آمده از این پژوهش با تحقیقات کریم‌زاده و همکاران (۲۰۱۲)، حیدرپور و همکاران (۲۰۰۷)، آقابراتی و همکاران (۲۰۰۹) و مجیری (۲۰۱۱) مطابقت دارد. قضاوی و ارست (۱۳۹۵) در تحقیقی افزایش پتاسیم در اثر آبیاری با پساب شهری را بیان کردند.

مقایسه میانگین بین مقادیر چگالی

بیشترین مقدار چگالی مربوط به زمان برداشت برنج در آبیاری با آب رودخانه و کمترین آن به زمان قبل از کاشت برنج در آبیاری با آب چاه را نشان می‌دهد که به علت وجود مواد جامد معلق در رودخانه است که سبب گرفتگی و مسدود شدن منافذ ریز، کاهش تعداد و اندازه منافذ درشت می‌شود. در مراحل اولیه، شخم زدن خاک باعث کاهش چگالی شده اما با افزایش مراحل کاشت، با عبور ماشین آلات کشاورزی و نشست خاک، چگالی افزایش یافته است. افزایش چگالی، موجب ایجاد تراکم و کاهش توان تولیدی خاک می‌گردد. افزایش چگالی در آبیاری با آب رودخانه نسبت به چاه در این تحقیق با نتایج تحقیقات ملاحسینی (۲۰۱۳) که با کاربرد فاضلاب، چگالی خاک افزایش یافته، مطابقت دارد. نتایج پژوهش وگلر (۲۲) با نتایج این پژوهش همخوانی دارد. در این پژوهش، به دلیل کوتاه بودن دوره تحقیق، میزان چگالی افزایش یافته است اما انتظار می‌رود در طولانی مدت به دلیل افزایش مواد آلی خاک و تولید هوموس، چگالی خاک کاهش یابد.

مقایسه میانگین بین مقادیر ازت

با توجه به جدول (۴) و (۵) بیشترین مقدار ازت در زمان برداشت برنج در آبیاری با آب رودخانه و کمترین مقدار در سال اول مربوط به زمان کاشت گل کلم و در سال دوم مربوط به زمان کاشت برنج با آبیاری چاه را نشان می‌دهد. دلیل افزایش ازت را در آبیاری با رودخانه می‌توان بخاطر بالا بودن ازت در رودخانه (۰/۰۳۳٪) که تقریباً دو برابر ازت آب چاه (۰/۰۱۸٪) بوده است، دانست. افزایش ازت در زمین برنج نسبت به گل کلم را هم می‌توان بخاطر حجم بالای مصرف آب و افزایش مصرف کود ازته در این کشت نسبت به کشت گل کلم بیان کرد. شفیع‌پور و همکاران (۲۰۰۹) گزارش نمودند که با کاربرد فاضلاب، نیتروژن کل خاک از ۰/۱۲ درصد در خاک شاهد به ۰/۳ درصد در خاک تیمار شده با ۱۰۰ کیلوگرم لجن فاضلاب در هکتار افزایش یافت. آقابراتی و همکاران (۲۰۰۹) و مونیر و همکاران (۲۰۰۷) اظهار داشتند که کاربرد فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار نیتروژن خاک در مقایسه با

آبیاری با آب چاه شده است. این محققان افزایش در میزان نیتروژن خاک با کاربرد فاضلاب را به مقدار بالاتر این عنصر در فاضلاب نسبت دادند.

مقایسه میانگین بین مقادیر کربن آلی

با توجه به نتایج جدول (۴) و (۵) بیشترین مقدار کربن مربوط به زمان قبل از کاشت و همچنین زمان برداشت گیاه برنج در آبیاری با آب رودخانه و کمترین مقدار مربوط به زمان قبل از کشت گل کلم با آبیاری چاه را نشان داد و در مجموع جدول میانگین، افزایش مواد آلی در آبیاری با آب رودخانه را نشان می‌دهد که دلیل آن بیشتر بودن مواد آلی در پساب رودخانه (۰/۰۶۴۷٪) نسبت به چاه (۰/۰۳۱٪) بوده است، حجم آب مصرفی نیز دلیل دیگر می‌باشد چون در کشت گیاه برنج بیشتر از کشت گل کلم آب مصرف می‌شود و باعث افزایش مواد آلی در خاک این کشت می‌شود. همچنین در مزرعه برنج به دلیل غرقابی بودن، فعالیت میکرواورگانیزم‌ها کمتر شده و تجزیه مواد آلی صورت نگرفته است، به همین دلیل میزان مواد آلی در این کشت بیشتر است. در ضمن بالا بودن مواد آلی در زمان قبل از کاشت برنج را می‌توان به دلیل کاه و کلش باقی مانده از سال قبل دانست. پدررو (۲۰۰۹) گزارش داده که حد مجاز مواد آلی در خاک ۱/۷۵- درصد می‌باشد. مواد آلی خاک مزارع مورد مطالعه بیشتر از حد مجاز بوده است. نجفی و همکاران (۲۰۱۵) گزارش داده اند کاربرد پساب سبب افزایش ماده آلی خاک شده است. پدررو همکاران (۲۰۰۹) با کاربرد پساب به مدت یک سال برای آبیاری درختان مرکبات، افزایش مواد آلی خاک را گزارش کرد. مجیری (۲۰۱۱) در تحقیقی افزایش مواد آلی را در رابطه با آبیاری با پساب بیان نمود که با این پژوهش مطابقت دارد. با توجه به اینکه حدود نیمی از مواد موجود در پساب، مواد آلی می باشد. عمده این مواد از نوع ناپایدار بوده و دارای منشأ انسانی، حیوانی و گیاهی است که در صورت آبیاری با پساب به خاک اضافه می گردد. در این حالت خاک به عنوان یک صافی یا فیلتر عمل می کند و قادر است بخش اعظم مواد آلی قابل تجزیه را که به صورت محلول و معلق در فاضلاب و پساب وجود دارند از آن جدا کند که این عمل باعث بهبود شرایط خاک جهت رشد بهتر گیاهان می گردد.

مقایسه میانگین بین مقادیر هدایت الکتریکی

نتایج جدول (۴) و (۵) نشان داد که بیشترین میزان هدایت الکتریکی مربوط به زمان قبل از کاشت گیاه برنج و گل کلم با آبیاری آب رودخانه بوده که دلیل آن هدایت الکتریکی بالای آب رودخانه نسبت به چاه می‌باشد. با توجه به اینکه شوری آب رودخانه کمتر از شوری خاک بوده، در مزرعه برنج به دلیل بالا بودن حجم آب مصرفی، آبشویی انجام شده و باعث کاهش شوری خاک شده و مقدار EC خاک به EC آب آبیاری خیلی نزدیک شده است. کمترین میزان هدایت الکتریکی نیز مربوط به زمان برداشت گیاه برنج با آبیاری چاه می‌باشد. دلیل آن را می‌توان پایین بودن هدایت الکتریکی آب چاه نسبت به رودخانه ذکر نمود. مقایسه میانگین‌ها نشان از افزایش هدایت الکتریکی در آبیاری با آب رودخانه را دارد که به نظر می‌رسد با افزایش مصرف آب رودخانه بدلیل تجمع مواد آلی شناور و جامد در سطح خاک (۰/۰۶۴۷۵٪ درصد) و نبود فرصت کافی برای تجزیه آن‌ها، نفوذ پساب به عمق خاک کاهش یافته که به موجب آن شرایط برای تجمع نمک در سطح خاک فراهم گردیده است. اما با توجه به اینکه هدایت الکتریکی پساب رودخانه کمتر از شوری اولیه خاک می‌باشد، بنابراین شوری خاک مقداری کاهش یافته و تقریباً برابر شوری آب آبیاری شده است. نتایج به دست آمده با نتایج مجیری (۲۰۱۱) مطابقت داشت. مورogan (۲۰۱۱) پس از دو سال کاربرد پساب در یک خاک آهکی گزارش کرد که هدایت الکتریکی و سدیم قابل تبادل افزایش یافت که به دلیل آبیاری زیاد و هدایت الکتریکی بالای پساب مورد استفاده در آزمایش بود. تقواییان و همکاران (۲۰۰۷) پس از کاربرد پساب فاضلاب شهری در مدت ۴ ماه، افزایش هدایت الکتریکی خاک را مشاهده کردند. بر اساس استاندارد FAO (۵) حداکثر میزان مجاز هدایت الکتریکی در پساب تصفیه شده که محدودیتی در حد کم تا متوسط را برای آبیاری ایجاد نماید، برابر ۳/۰ دسی زیمنس بر متر بوده و مقادیر کوچکتر از ۰/۷ دسی زیمنس بر متر هیچ گونه محدودیتی را در این خصوص ایجاد نمی‌کند. برای برنج در شوری کمتر از ۳ دسی زیمنس بر متر، کاهش محصول ندارد. در شوری ۴ دسی زیمنس بر متر، ده درصد کاهش محصول دارد. گل کلم در شوری کمتر از دو کاهش محصول ندارد، در شوری سه ده درصد و در شوری ۴، ۲۵ درصد کاهش محصول دارد. بنابراین استفاده طولانی مدت از پساب برای آبیاری موجب شوری خاک شده و ایجاد جریان رو به پایین آب و نمک از منطقه ریشه تنها راه عملی برای مدیریت مشکل شوری است.

نتیجه گیری

جدول تجزیه واریانس در سال اول کشت نشان داد نیتروژن، اسیدیت و هدایت الکتریکی در آب چاه و پساب با هم تفاوت معناداری دارند و به عبارت دیگر نیتروژن و اسیدیت آب رودخانه بیشتر از آب چاه بود. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به دو محصول مختلف در سال دوم نشان داد که در دو محصول مختلف یعنی گل کلم و برنج، غیر از هدایت الکتریکی، بقیه فاکتورهای خاک یعنی پتاسیم، کربن، نیتروژن، چگالی و اسیدیت خاک تفاوت معناداری دارد. به عبارت دیگر فاکتورهای خاک یعنی پتاسیم، کربن، نیتروژن، جرم مخصوص و اسیدیت خاک مزرعه های گل کلم و برنج با هم تفاوت معناداری دارند ولی هدایت الکتریکی تفاوت معناداری ندارد. با توجه به نتایج حاصل از مقایسه فاکتورهای آب چاه و رودخانه در سال اول با استفاده از مقایسه میانگین LSD، مشخص شد که میانگین فاکتورهای هدایت الکتریکی، ازت و اسیدیت در آب رودخانه بیشتر از آب چاه بوده است. با توجه به نتایج حاصل از مقایسه فاکتورهای آب چاه و رودخانه در سال دوم با استفاده از مقایسه میانگین LSD، مشخص شد که میانگین فاکتورهای نیتروژن و اسیدیت در رودخانه بیشتر از آب چاه می باشند. آزمون کرت های خرد شده در واحد زمان نیز نشان داد نیتروژن، اسیدیت و هدایت الکتریکی در آب چاه و رودخانه تفاوت معناداری دارند. به عبارت دیگر نیتروژن و اسیدیت آب رودخانه بیشتر از آب چاه بوده و تفاوت معناداری داشتند. بقیه پارامترها هم به همان صورت بود. نتایج تجزیه واریانس آزمایش کرت های خرد شده در واحد زمان مربوط به مقایسه فاکتورهای خاک در سال اول و دوم نشان داد که در هر دو محصول (گل کلم و برنج) و هر دو آب (چاه و رودخانه) در مراحل مختلف کاشت (قبل از کاشت، داشت و برداشت) پارامترهای خاک در سال های اول و دوم با هم تفاوت معناداری نداشتند. کاربرد فاضلاب شهری و پساب ها با مدیریت دقیق خاک و آب، باعث بهبود و حفظ خواص فیزیکی خاک می گردد. کیفیت آب آبیاری بر روی برخی شاخص ها و کیفیت خاک تأثیر دارد چون انتقال املاح در خاک، تابع الگوی رفتاری حرکت آب و غلظت املاح محلول است. با مدیریت صحیح و پایش مستمر کیفیت خاک و آب، می توان اثرات نامطلوب کاربرد مستقیم فاضلاب های شهری و پساب در تغییر خواص فیزیکی خاک را به حداقل رساند.

منابع

- 1-Abedi-Koupai J., Afyuni M., Moosavi B., Mostafazadeh-Fard B., and Bagheri M.R. 2003. Effect of Rain and Irrigation with Refined Sewage on Soil Salinity, water and wastewater journal. 45(2-11). (in Persian)
- 2-Abedi-Koupai J., Mostafazadeh-Fard B., Afyuni M., and Bagheri M.R. 2006. Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. Plant Soil Environ, 52(8): 335–344.
- 3-Aghabarati A., Hosseini S.M., Esmaili A., and Maralian H. 2009. The Effect of Irrigation with Municipal Effluent on Physico-chemical Characteristics of Soil, Accumulation of Nutrient and Cd in Olive Trees (*Olea europaea* L.). Journal of environmental sciences, 6(3):1-10. (In Persian).
- 4-Capra A., and Scicolone B. 2007. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. Journal of Cleaner Production, 15:1529-1534.
- 5-F.A.O. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, No. 47.
- 6-Ghazavi R., and Ernst M. 2016. Evaluation of the effect of irrigation with urban wastewater on the accumulation of some chemical elements in the plant and the ecological characteristics of the eucalyptus plant, The plant conservation zone of the plant Journal. 4(8):13-29. (in Persian)
- 7-Hasan H., Battikhi A. and Qrunfleh M. (2014) Impacts of Treated Wastewater Reuse on Some Soil Properties and Production of *Gladiolus communis*. Journal of Horticulture. 1: 111.
- 8-Heidarpour H., Mostafazadeh-Fard B., Abedi Koupai J., and Malekian R. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Journal Agricultural Water Management, 90:87–94.
- 9-Karimzadeh M., Alizadeh A., and Mohamadi M. 2012. Effect of irrigation with surface waters on soil saturated hydraulic conductivity. Water and Soil Journal, 6(26):1547-1553. (in Persian)
- 10-Marin J. A. 2005. Bioremediation of refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity. Environmental Research, 98:185-195.
- 11-Mojiri A. 2011. Effects of Municipal Wastewater on Physical and Chemical Properties of Saline Soil. Journal of Biological and Environmental Sciences, 5(14), 71-76.

- 12-Mollahoseini H. 2013. Long term effects of municipal wastewater irrigation on some properties of a semiarid region soil of Iran. *Journal of Agronomy and Plant Production*. 4 (5):1023-1028.
- 13-Morugan-Coronado A. 2011. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. *Soil & Tillage Research*. 112: 18-26.
- 14-Munir J., Rusan M., Hinnawi S., and Rousan L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Journal of Desalination*, 215:143-152.
- 15-Najafi P., Tabatabaee H., Taheri H. 2015. Long-term Impact of Different Irrigation Methods with Wastewater on Some Chemical Properties of Soil. . *Water and Soil Journal*. 29(1):22.(in Persian)
- 16- Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. *Methods of Soil Analysis*. Part 2. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin USA, 449-479.
- 17-Pedrero F., and Alarcon J. 2009. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. *Desalination*, 246:631– 639.
- 18-Pedrero F., L. Kalavrouziotis, J. Alarcon, P. Koukoulakis, and T. Asano 2011. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, 97:1233–1241.
- 19-Shafipour S.H., B. Ayati, and H. Gangidoost 2009. Reuse of wastewater for agriculture , water and wastewater journal. 2:85-93. (in Persian)
- 20-Tabatabaei S.H., and P. Najafi 2009. Effects of Irrigation with Treated Municipal Wastewater on Soil Properties in Arid and Semi-Arid Regions. *Irrigation and Drainage*, 58:551–560
- 21-Taghvaeen S., A. Alizadeh, and S.H. Danesh. 2007. Effect of wastewater application in irrigation on physical and chemical properties of soil, *irrigation and drainage journal*, 1(1):49-61. (in Persian)
- 22-Vogeler, I. 2009. Effect of Long-term Wastewater Application on Physical Soil Properties, *Water Air Soil Pollut*. 196:385-392.
- 23-Zema D., G. Bombino , S. Andiloro, and S. Marcello Zimbone. 2012. Irrigation of energy crops with urban wastewater: Effects on biomass yields, soils and heating values. *Agricultural Water Management*, 115:55– 65.

Investigating the Effect of Wastewater and Well on Some Physical and Chemical Characteristics of Soil Fields

masumeh farasati*, Abedin Tavasoli, Hasan Fathaabadi, Mohamad Gholizadeh

*Assistant professor, agricultural faculty, Gonbad University, gonbad kavooos.

MSC student, agricultural faculty, Gonbad University, gonbad kavooos.

Assistant professor, agricultural faculty, Gonbad University, gonbad kavooos.

Assistant professor, agricultural faculty, Gonbad University, gonbad kavooos.

Abstract

Population growth and rising water demand make our country, which is part of the world's arid regions, on the brink of a crisis of water. Water scarcity is one of the challenges that the world faces today. Water resources constraints have attracted the attention of researchers and authorities to the fundamental use of unconventional waters such as saline water and urban and industrial wastewater. Among the low quality water sources, municipal wastewater is less expensive and considered attractive for irrigation in water-scarce regions. This wastewater is composed of 99.9% water together with small concentrations of suspended and dissolved organic and inorganic solids. It generally contains carbohydrates, lignin, fats, soaps, synthetic detergents, proteins and their decomposition products. It may also include a broad spectrum of contaminants such as macro- and micronutrients for plants, salts and specific ions, and inorganic substances, including a number of toxic elements such as heavy metals. The composition of wastewater, however, differs widely from place to place, even within a country. High energy costs, technology requirements and frequent problems with maintaining treatment plants render wastewater treatment ineffective for use in most developing countries. The results of water comparison showed nitrogen and acidity of wastewater were significantly higher than well water. The results of analysis of soil parameters showed that soil carbon in rice lands with an average value of 1.14 was higher than cauliflower with an average value of 1.01 and Soil acidity in cauliflower lands with a mean value of 51.5 was higher than rice land with an average of 6.9. On the other hand, all soil parameters of the fields that are irrigated with well water and wastewater have a significant difference. As a result, the water used to irrigate it has a direct impact on soil factors, so that soil factors in irrigated fields have higher values relative to irrigated wells. The presence of solids in sewage and municipal wastewater, by increasing organic carbon, salinity and reducing soil acidity, have caused changes in physical indices such as porosity reduction, permeability, water diffusion and water conductivity, or density increase, penetration resistance and soil density. The effect of changing the amount of these parameters on the soil is to destroy the soil structure, reduce the rate of penetration and movement of water, create runoff and soil erosion, which has an adverse effect on the plant due to reduced water holding capacity, reduced water and nutrient uptake, decreased growth And performance.

Keywords: rice, wastewater, soil, agriculture, Brassica oleracea var. botrytis

ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست شهر مسجد سلیمان با کاربرد مدل تخریب

ندا اورک^۱، زینب محسن پوریان^۲*

۱-استادیار گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

۲-دانشجوی دکتری، گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

z.mohsenpourian@gmail.com

چکیده

مدل تخریب محیط زیست یکی از روشهای ارزیابی آثار محیط زیستی است که آثار فعالیت‌های انسانی را تحلیل و مقدار آن را به صورت کمی بیان میکند. این مدل در واقع یکی از انواع مدل‌های ریاضی است که در این بررسی برای مطالعه اثرات محیط زیستی توسعه بر شهر مسجد سلیمان واقع در استان خوزستان به کار گرفته شده است. در این روش برای نمایاندن تخریب در واحدهای نشانزد (که بنا به مورد می‌تواند آبخیز، زیرحوزه، شهر و شهرستان، واحد زیست محیطی، زیستگاه‌ها، یا شبکه باشد) از مدل‌های خطی استفاده می‌شود. برای دستیابی به این مهم، ابتدا محدوده شهرستان مسجد سلیمان به ۱۰۶۲ شبکه ۲۲۵ هکتاری (۶۶ □ سانتیمتر روی نقشه توپوگرافی ۱:۵۰۰۰) تقسیم و سپس، بر اساس مدل تخریب ضرایب تخریب برای واحدهای شبکه محاسبه شد. آسیب پذیری اکولوژیکی با استفاده از نقشه‌های شیب، ارتفاع، اقلیم، حساسیت سنگ مادر به فرسایش، خطر زمین لرزه، طبقات آسیب پذیری خاک، حساسیت هیدرولوژیک، پوشش گیاهی و زیستگاه محاسبه و طبقه بندی شد. در مرحله بعد با استفاده از نقشه توپوگرافی، مشاهدات میدانی و نظرهای کارشناسان و افراد محلی، تعداد ۱۰ عامل تخریب در منطقه شناسایی و شدت آنها تعیین گردید. تراکم فیزیولوژیک هم از تقسیم جمعیت موجود در هر شبکه کاری بر وسعت زمینهای قابل کشت در هر شبکه به دست آمد. در نهایت با استفاده از جدول نهایی تخریب و وارد کردن مشخصه‌های مدل در نرم افزار Excell ضریب تخریب در هر یک از شبکه‌های کاری مورد محاسبه و تحلیل قرار گرفت. ضرایب تخریب به دست آمده برای کلیه شبکه‌ها، بر اساس نظریه فازی در ۶ طبقه و ۳ دسته طبقه بندی و شبکه‌ها از نظر شدت و میزان تخریب با یکدیگر مقایسه شدند. بر اساس نتایج ۲۱/۰۵ درصد از مساحت کل شهرستان مستعد توسعه بیشتر، ۷۴/۶۵ نیازمند به بازسازی و ۴/۳ نیازمند حفاظت شناسایی شد.

واژگان کلیدی: آثار محیط زیستی، مدل تخریب، آسیب پذیری اکولوژیکی، تراکم فیزیولوژیک، عوامل تخریب

۱- مقدمه

بشر در مواجهه با طبیعت و محیط زیست که بقای وی به طور اجتناب ناپذیری بدان وابسته است، شیوه معقولی را اتخاذ ننموده است و به جای جامع نگری و برنامه ریزی برای بهره‌وری پایدار از محیط پیرامونش، به بهره‌گیری و منفعت جوئی ناپایدار از آن پرداخته است. استفاده غیر منطقی انسان از سرزمین از دو جنبه قابل بحث است: یک جنبه به اجرای مدیریت غلط در رابطه با اداره سرزمین، یا نحوه بهره‌برداری مربوط می‌شود و دیگری در رابطه با نادرستی نوع استفاده از سرزمین مصداق پیدا می‌کند (مخدوم، ۱۳۷۸). خوشبختانه انسان متمدن به فکر چاره جویی افتاده است. راهبرد جهانی حفاظت در سال ۱۹۸۰ با تأکید بر همبستگی بین حفاظت و توسعه برای اولین بار واژه توسعه پایدار را رایج نمود، توسعه پایدار در گرو مراقبت از زمین است. زمین محدودیت‌های خاص خود را دارد. این محدودیت‌ها حتی با بهترین فناوری‌های قابل تصور نیز به طور نامحدود قابل گسترش نیست (وهابزاده، ۱۳۷۷). برای زندگی در چارچوب این محدودیت‌ها و برای حصول اطمینان از اینکه محرومان درآینده

نزدیک امکانات بیشتری خواهند داشت، هرگونه بهره برداری از طبیعت باید پس از ارزیابی منابع و در چارچوب توان ها و ظرفیت های محیط صورت گیرد. ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست (EIA) روشی است در دل فرایند یاد شده که برای اطمینان از رعایت ضوابط، معیارها و قوانین زیست محیطی در طرح های مختلف ابداع گشته و هدف اصلی آن پیش بینی، شناسایی و فراکافت (تجزیه و تحلیل) دقیق کلیه نشاندهای (آثار) مثبت و منفی یک طرح بر محیط زیست طبیعی و انسانی است.

در این راستا مدل تخریب مخدوم را می توان گامی برای بومی کردن فنون برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست تلقی کرد. مدل تخریب محیط زیست در واقع یکی از روش های ارزیابی آثار زیست محیطی که آثار فعالیت های انسانی را در مقیاس منطقه ای یا آبخیز تحلیل می کند و مقدار آن را به طور کمی مشخص می کند. (صفائیان و همکاران، ۱۳۸۱: ۴۶).

مدل تخریب محیط زیست در دسته بندی کلی مدل ها، در دسته مدل های اطلاع رسان (برای آگاهی مدیریت کلان طرح ها) قرار داد. این مدل از نوع تجزیه و تحلیل سیستمی است و در آن روش مدل سازی ریاضی به کار گرفته می شود.

در حقیقت هدف از استفاده از این مدل پرهیز از مرور انشا گونه پدیده های تخریب، عوامل تخریب، شدت تخریب و درجه آسیب پذیری بوم سازگانه است تا بدین ترتیب بتوان در پروژه های آتی از بروز تخریب جلوگیری کرده و راه های جلوگیری از تکرار آن را در کوتاه مدت نشان داد. همچنین می توان به تصمیم گیران درجات توسعه در گذشته و امکان توسعه در آینده را به طور کمی و ساده نشان داد (یارعلی و همکاران، ۱۳۸۹).

این مدل برای اولین بار در سال ۱۳۷۲ توسط دکتر مجید مخدوم ابداع شد و در ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست استان آذربایجان شرقی مورد استفاده قرار گرفت. در مدل تخریب (Makhdoum, ۲۰۰۲) سه منطقه از ایران که معرف ۳ رویشگاه عمده است در نظر گرفته شد (استان کرمانشاه، استان هرمزگان و شرق استان تهران). در استان کرمانشاه، ضمن نمایاندن منطقه رویشی زاگرس، ۲۹۴ شبکه، در استان هرمزگان ضمن نمایاندن منطقه رویشی خلیج عمانی، ۸۰۵ شبکه و در استان تهران ضمن نمایاندن منطقه ایران - تورانی، ۳۳۴ شبکه تشکیل شد. در تمامی شبکه ها مدل تخریب استفاده شده و ضریب تخریب در تمام این شبکه ها محاسبه شد. از درجه های تخریب به دست آمده میانگین گرفته شد و میانگین ها براساس نظریه فازی به ۶ دسته (۳ طبقه) تقسیم شد (جدول ۱).

در همین راستا صفائیان و همکاران در بررسی میزان تخریب ناشی از توسعه در ۱۱ زیر حوزه حاشیه جنوبی دریای خزر با استفاده از مدل تخریب مشخص کردند که اکثر زیرحوزه های این مناطق دارای آسیب پذیری بالا و ضریب تخریب بالایی هستند. (صفائیان و همکاران، ۱۳۸۱). در بررسی آثار محیط زیستی گردشگری بر جنگل نمک آبرود با استفاده از مدل تخریب، منطقه مورد بررسی را به دو قسمت نیازمند بازسازی و نیازمند اقدام های حفاظتی طبقه بندی کردند (یزدیان و همکاران، ۱۳۹۱). در حقیقت هدف از استفاده مدل تخریب، نشان دادن کمی شدت تخریب به همراه درجه آسیب پذیری اکوسیستم ها به طور همزمان است تا بدین ترتیب بتوان در پروژه های آتی از بروز تخریب جلوگیری کرد و راه های جلوگیری از تکرار آن را در کوتاه مدت نشان داد. در این بررسی برای مطالعه آثار توسعه بر محیط زیست شهر مسجد سلیمان، از نتایج حاصل از تحقیق فوق برای طبقه بندی ضرایب تخریب استفاده شد. برای این منظور شبکه ای متشکل از سلول هایی با ابعاد ۶*۶ سانتیمتر در نقشه ۵:۵۰۰۰۰ به کار گرفته شد.

جدول (۱): مدل فازی طبقه بندی ضرایب تخریب

طبقه	دامنه ضریب تخریب	تصمیم گیری برای توسعه
۱	۱/۳۳-۴/۹۹	مستعد توسعه بیشتر
۲	۵-۱۴/۹۹	نیازمند بازسازی
۳	۱۵-۱۹/۹۹	
۴	۲۰/۵۶-۲۹/۹۸	
۵	۳۰-۴۷	نیازمند اقدامات حفاظتی
۶	۴۷/۲۱-۷۳/۴۹	

(Makhdoum, 2002)

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهرستان مسجدسلیمان در شمال شرقی استان خوزستان و در ۱۲۵ کیلومتری مرکز استان شهر اهواز واقع شده است. ارتفاع از سطح دریا ۳۶۲ متر و دارای مساحت ۶۸۹۶ کیلومتر مربع می باشد که بین ۸۹ درجه و ۵۵ دقیقه تا ۸۸ درجه و ۵۳ دقیقه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ و بین ۳۱ درجه و ۸۲ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۳۳ دقیقه عرض شمالی از خط استوا واقع شده است. عمده فعالیت های صنعتی منطقه فعالیت های نفتی می باشد و همچنین صنایع سبک فلزی، صنایع ساختمانی و واحدهای صنعتی غذایی به ترتیب از نظر تعداد فراوان ترین صنایع شهرستان هستند.

مسجدسلیمان از لحاظ اقلیمی دارای آب و هوای نیمه بیابانی است. میزان بارندگی در سال بین ۲۰۰ تا ۴۵۰ میلیمتر متغییر است که عموماً از سمت شمال بطرف جنوب از میزان بارندگی کاسته می شود. نواحی شمالی آن بدلیل واقع شدن درحاشیه سلسله جبال زاگرس دارای زمستانهای سرد همراه با برف و تابستانهای معتدل بوده اما نواحی جنوب دارای بهاری دل انگیز، تابستانی گرم و خشک و کوتاه، پاییزی مطبوع و زمستانی معتدل است. سازندهای زمین شناسی غالب در منطقه شامل رسوبات آبرفتی، نهشته های کوارترنری، میشان، آماجاری، بخشی از لهری، بختیاری و عمدتاً گچساران می باشد. شهر مسجد سلیمان به طور عمده بر روی مخزن نفتی گچساران و رسوبات کوارترنری قرار گرفته است.

مهمترین رودخانه مسجدسلیمان، رود کارون می باشد که از کوه های زاگرس سرچشمه می گیرد و پس از عبور از سدهای شهید عباسپور و مسجدسلیمان از کنار شهر می گذرد. همچنین رودخانه تمبی در جنوب شهر وجود دارد که در ساحل رودخانه پارک ها و تفریحگاه هایی ساخته شده که از جاذبه های گردشگری شهر به شمار می روند.

از جمله مناطق حفاظت شده ی منطقه مطالعاتی، منطقه حفاظت شده هفت شهیدان در شمال شهر مسجدسلیمان در جاده مسجدسلیمان به لالی واقع شده است. ویژگی و سیمای عمومی منطقه (شامل وضعیت توپوگرافی، چشم انداز، پوشش گیاهی، وضعیت عمومی حیات وحش و گونه های شاخص و کریدور ها) مربوط به مناطق کوهستانی بوده و این منطقه بخش هایی از زاگرس به شمار میرود.

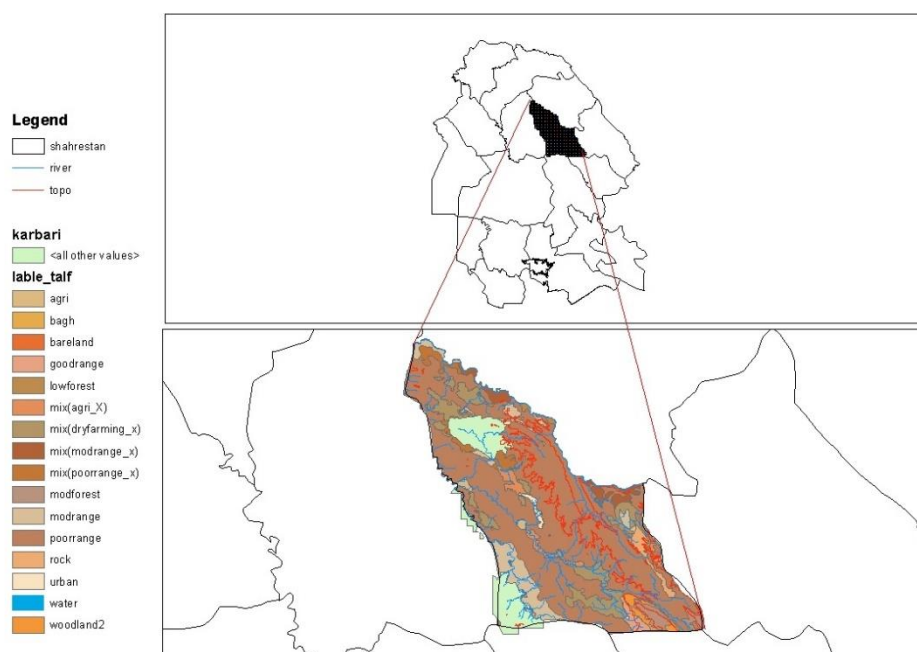
پوشش گیاهی شامل: کنار- رمیلیک- کلخنگ- انجیر- گیاهان مرتعی است. گونه های جانوری شامل: گرگ - شغال - روباه - کبک و تیهو - کبوتر یا کریم- قمری می باشد.

همچنین منطقه حفاظت شده کرای در ۲۵ کیلومتری جنوب شرق شهرستان شوشتر و ۳۵ کیلومتری جنوب شهرستان مسجدسلیمان به مساحت ۳۹۳۵۳ هکتار و شامل رشته کوه سیاه (کوه شه) می باشد، که در قسمتی از جنوب شهر واقع شده است. پوشش منطقه به طور کلی مرتعی و بسیار متنوع است که دامنه های شمالی از پوشش مناسب و خوب و دامنه های جنوبی دارای مراتعی فقیر است. وجود بازمانده هایی از کنارستان در منطقه و تک درختان انجیر کوهی، بادام کوهی و کلخنگ نشان از تراکم و تنوع بسیار بالای گیاهی و جنگلی در گذشته داشته که به علت تخریب مراتع و قطع درختان از میان رفته است. مهمترین گونه شاخص منطقه قوچ و میش (گوسفند وحشی) می باشد که به دلیل شرایط منطقه وحفاظت صورت گرفته، از جمعیت نسبتاً مطلوبی برخوردار است. سایر جانوران منطقه شامل گرگ، شغال، تشی، انواع خفاش، گربه وحشی، کاراکال در منطقه زیست می نمایند. همچنین کبک و تیهو از پرندگانی هستند که به وفور در منطقه مشاهده می شوند.

از جمله آثار باستانی منطقه می توان به خرابه های معروف به قلعه گره واقع در ۵ کیلومتری شرق روستای کرائی علیا اشاره کرد. همچنین تعداد ۵ مقبره امام زاده در نقاط مختلف از جمله روستای راهدار- کرائی علیا، قلعه گره و بردمیل وجود دارد و مورد احترام مردم محلی است.

علاوه بر این پارک جنگلی بی بیان در جنوب شهر، گونه های متنوعی از پرندگان را در خود جای داده است.

در این پروژه با بازدید محیط و تحقیقات کتابخانه ای و میدانی ارزیابی اثرات محیط زیستی توسعه در شهر مسجد سلیمان با استفاده از مدل تخریب مورد بررسی قرار گرفته است، که نقشه محدوده مورد مطالعه و موقعیت آن نسبت به استان خوزستان در شکل زیر آورده شده است (شکل ۱).



شکل ۱. نقشه موقعیت محدوده مورد مطالعه در استان خوزستان

مواد و روش‌ها

برای انجام مطالعه حاضر، مدل تخریب محیط زیست به کار گرفته شده است. در اجرای مدل تخریب، مبنای کار واحدهای نشانزد است که می توانند واحدهای طبیعی یا شبکه های فرضی باشند (جعفری، ۱۳۸۰: ۱۱۲). به این منظور، نقشه ی شبکه بندی شده محدوده مورد مطالعه طبق توضیحات فوق مورد استفاده قرار گرفت.

برای نشان دادن میزان تخریب در هر یک از واحدهای کاری مدل های خطی به کار گرفته می شود. از ویژگی های عمده این مدل، تکیه بر قضاوت کارشناسی و نیز کار گسترده میدانی است. به طوری که نخست با بررسی های میدانی تمام عوامل تخریب در هر یک از این واحدها شناسایی و فهرست می شوند. مراحل بعدی، شامل تعیین آسیب پذیری اکولوژیک و تراکم فیزیولوژیک است. در نهایت، میزان تخریب بر اساس این سه جزء، در هر واحد کاری مشخص می شود.

در این تحقیق برای آماده سازی لایه های اطلاعاتی و تجزیه و تحلیل های مکانی نرم افزار Arc GIS9.3 به کار گرفته شده است. رابطه تخریب عبارت است از :

$$DC_i = \frac{\sum A_i L_i + DP_i}{E_i}$$

که در این رابطه:

DC: ضریب تخریب هر واحد نشانزد

A: عامل تخریب هر واحد نشانزد

I: شدت عامل تخریب هر واحد نشانزد

DP: تراکم فیزیولوژیک هر واحد نشانزد

Ei: آسیب پذیری بوم شناختی هر واحد نشانزد، می باشد.

فرآیند اجرای مدل شامل مراحل زیر است:

۱. شناسایی منابع اکولوژیک برای تعیین آسیب پذیری بومشناختی واحدهای مطالعاتی (Ei)؛

۲. تعیین تراکم فیزیولوژیک واحدهای مطالعاتی (DP)؛

۳. فهرست فعالیتهای انسانی و تعیین شدت آنها (A.L.)؛

۴. برآورد دقیق ضرایب تخریب طبق فرمول (DC)؛

شایان ذکر است براساس لایه های رقومی پارامترهای اکولوژیکی، نقشه منابع اکولوژیکی تهیه می شود

به کارگیری منابع اکولوژیکی در تعیین آسیب پذیری بوم شناختی (Ei)

برای شناسایی منابع اکولوژیکی (بیوفیزیکی)، گستره وسیعی از نقشه ها و داده های رقومی جمع آوری شد. نحوه تهیه و تولید لایه های اطلاعاتی و نقشه های موضوعی مربوطه در ذیل بیان شده است.

الف) منابع فیزیکی

- نقشه شکل زمین: ابتدا لایه طبقات درصد شیب، ارتفاع و جهت، با به کارگیری آنالیزهای سطحی بر روی مدل رقومی ارتفاع (DEM) به دست آمد و در ادامه، با تلفیق و روی هم گذاری لایه های فوق نقشه واحد شکل زمین استخراج شد. نقشه های اقلیم، خاک شناسی، سازندهای زمین شناسی و گسل های محدوده مورد مطالعه نیز از واحد مهندسی مطالعات اداره کل منابع طبیعی شهر مسجد سلیمان تهیه شد.

- نقشه فرسایش خاک از روی هم گذاری و ادغام لایه های بافت، عمق و درصد سنگریزه ای خاک و با در نظر گرفتن مقاومت و حساسیت سازندهای موجود به فرسایش، تولید و پس از کد دهی، با به کارگیری توابع Dissolve و Eliminate پلیگونیهای با کد فرسایش پذیری یکسان، یکسان سازی شد.

ب) منابع زیستی

- نقشه تیپ و تراکم پوشش گیاهی محدوده مورد مطالعه از نقشه پوشش گیاهی استان استخراج شد. نقشه های مناطق تحت مدیریت و پراکنش حیات وحشی در محدوده مطالعاتی نیز، از واحد محیط زیست طبیعی اداره کل حفاظت محیط زیست تهیه شد. پس از تهیه نقشه های ارتفاع، شیب، جهت، زمین شناسی، خاک شناسی، فرسایشی، پوشش گیاهی، مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست و پراکنش حیات وحشی، روی هم گذاری لایه های نه گانه مذکور با نقشه شبکه بندی محدوده مورد مطالعه و با به کارگیری توابع همپوشان در محیط نرم افزار Arc GIS آسیب پذیری بوم شناختی در نقشه تلفیقی به دست آمد و در تمام واحدهای شبکه محاسبه شد. برای تعیین کد محدودیت، اصل مقادیر آستانه ای به کار گرفته شد. بدین صورت که با نزدیک شدن مقدار طبقات به مقدار آستانه ای خود، آسیب پذیری آنها، یا به عبارت دیگر، حساسیت اکولوژیک آنها بیشتر می شود. برای برآورد درجه آسیب پذیری کلیه واحدها با به کارگیری رابطه زیر، و با توجه به مجموع کد محدودیت های محاسبه شده از نقشه ها، دامنه اعداد به دست آمده در چهار طبقه درجه بندی شد.

$$E = \frac{\sum(a-b)}{4}$$

در این رابطه:

E: عدد افزایش هر طبقه؛

$\sum(a)$: مجموع حداکثر درجه کدهای محدودیت (بزرگترین عدد آسیب پذیری)

$\sum(b)$: مجموع حداقل درجه کدهای محدودیت (کوچکترین عدد آسیب پذیری)؛

عدد ۴ نمایانگر چهار طبقه یا چهار کلاس آسیب پذیری است و $\sum(a-b)$ تفاضل مجموع حداقل و حداکثر کدهای محدودیت

است (Makhdom, ۲۰۰۲).

در مطالعه حاضر، حداقل و حداکثر کدهای محدودیت محاسبه شده عبارت اند از:

$$\sum b = 1+2+2+1+1=7$$

$$\sum a = 5+5+5+3+11=29$$

$$E = \frac{\sum(a-b)}{4} = \frac{29-7}{4} = 5.5$$

سپس عدد E یا به عبارت دیگر عدد افزایش هر طبقه به حداقل مجموع کدهای محدودیت هر طبقه اضافه شد. بر این اساس دامنه و درجه آسیب پذیری در هر واحد های کاری در چهار گروه به شرح جدول ذیل طبقه بندی شد (جدول ۲).

جدول (۲): دامنه و درجه آسیب پذیری بوم شناختی

میزان آسیب پذیری	درجه آسیب پذیری	دامنه آسیب پذیری
مقاوم	۴	۷-۱۲/۵
نیمه حساس	۳	۱۲/۵-۱۸
حساس	۲	۱۸-۲۳/۵
آسیب پذیر	۱	۲۳/۵-۲۹

تعیین تراکم فیزیولوژیک واحدهای مطالعاتی

تراکم فیزیولوژیک (Dpi) یا تراکم جمعیت تغذیه ای از حاصل تقسیم جمعیت هر واحد نشانزد بر سطح زیرکشت، یا کشتزارها محاسبه می شود (Miller, 1998). برای مؤثر و واقعی نشان دادن اثر جمعیت بر بوم سازگان ها از تراکم نسبی و حسابی جمعیت، که سطح یخ ها، بیابانها، مراتع، کوه ها و جنگلها (اصولا مناطق غیرمسکونی) را نیز در نظر می گیرند، در مدل تخریب به کار گرفته نمیشود. بدین منظور، ابتدا برای بررسی جمعیت منطقه مورد مطالعه، آمار سرشماری نفوس و مسکن به کار گرفته شد. از این رو، ابتدا نقاط جمعیتی بر روی نقشه پایه مشخص شد و پس از روی هم گذاری آن با نقشه شبکه واحدهای کاری جمعیت هر شبکه مشخص شد. آمار مساحت کشتزارها (باغات و زمینهای کشاورزی) نیز، بر اساس آمار موجود سازمان جهاد کشاورزی به دست آمد. برای محاسبه DP با به کارگیری اطلاعات فوق (جمعیت و مساحت کشتزارها) تراکم فیزیولوژیک در تمامی واحدهای نشانزد محاسبه شد.

طبق محاسبات در نرم افزار Excel کمترین ضریب تراکم فیزیولوژیک در شهر مسجد سلیمان ۰/۰۰۰۳ و بیشترین آن ۲/۵۴۷ می باشد.

تعیین عوامل تخریب و شدت آنها $\sum A_i L_i$:

در این بخش از مدل تخریب، عوامل آسیب رسان به محیط زیست و شدت تخریب ناشی از آنها در برآورد ضریب تخریب زیست بوم مورد استفاده قرار گرفت. عوامل تخریب در محدوده مورد مطالعه و در کلیه واحدهای شبکه با مشاهدات میدانی، مصاحبه با کارشناسان اداره کل منابع طبیعی مسجد سلیمان، و بر اساس داده ها و نقشه ها تعیین و کدگذاری شد، که در مجموع ۱۰ عامل مخرب محیط زیستی در منطقه شناسایی (جدول ۲) و شدت عوامل تخریب در تک تک واحدها محاسبه شد. همچنین کدهای شدت تخریب به ترتیب در چهار طبقه تقسیم بندی شد (جدول ۳).

جدول (۲): فهرست عوامل تخریب

کد	عوامل مخرب
IH	چرای بی‌رویه
ZM	از بین رفتن مراتع
BR	آلوده کردن آب
OG	آلودگی هوا
PS	آلوده و تخریب خاک
HA	آلودگی نفتی
YS	جاده سازی بدون برنامه
WP	تخریب زیستگاه
YN	زباله‌ریزی
SD	مدیریت ضعیف

جدول (۳): طبقه بندی شدت عوامل مخرب

میزان تخریب	کد شدت تخریب
ضعیف	۱
متوسط	۲
شدید	۳
خیلی شدید	۴

برآورد و طبقه بندی ضرایب تخریب (DCi) جهت تصمیم‌گیری در مورد شبکه‌ها

پس از تعیین مشخصه‌های سه‌گانه مدل تخریب، با استفاده از نرم افزار Excel ضریب تخریب در هر یک از سلول‌های شبکه مورد محاسبه و تحلیل قرار گرفت. سپس جهت انجام تصمیم‌گیری توسعه شبکه‌ها، ضرایب محاسبه شده با استفاده از نتایج تحقیق (Makhdoum, 2002)، طبقه‌بندی شدند (جدول ۴).

در این تحقیق محدوده تغییر ضریب تخریب از ۴/۶۶ تا ۳۰/۲۹ می‌باشد. یعنی در شهر مسجد سلیمان اکثر مناطق نیازمند بازسازی و پس از آن مستعد برای توسعه بیشتر هستند. بخش محدودی از منطقه مورد مطالعه (شامل بخشی از منطقه حفاظت شده کرای و پارک جنگلی بی‌بیان در جنوب شهر، و قسمتی از منطقه حفاظت شده هفت شهیدان در محدوده شمال شهر) نیازمند به اقدامات حفاظتی مشاهده شد.

جدول (۴): مدل فازی طبقه‌بندی ضرایب تخریب

طبقه	دامنه ضریب تخریب	تصمیم‌گیری برای توسعه
۱	۱/۳۳-۴/۹۹	مستعد توسعه بیشتر
۲	۵-۱۴/۹۹	نیازمند بازسازی
۳	۱۵-۱۹/۹۹	
۴	۲۰/۵۶-۲۹/۹۸	
۵	۳۰-۴۷	نیازمند اقدامات حفاظتی
۶	۴۷/۲۱-۷۳/۴۹	

(Makhdoum, 2002)

تعیین اولویت توسعه شبکه‌ها

پس از تعیین توسعه شبکه‌ها، آنچه اهمیت دارد تعیین اولویت شبکه‌ها برای توسعه آتی است. بر اساس درجه تخریب هر یک از شبکه‌ها و نیز وجود منابع آبی از قبیل چشمه، چاه، قنات، رودخانه دائمی و فصلی، اقدام به اولویت‌بندی شبکه‌ها شد (جدول ۵).

واحدهایی که تحت تأثیر گسل‌های فعال قرار داشتند، یا فاقد منابع آبی بودند و نیز زیستگاه گونه‌های تحت حفاظت و با ارزش، در اولویت چهارم توسعه قرار گرفتند (چمنی و همکاران، ۱۳۸۴).

جدول (۵): اولویت‌بندی توسعه براساس درجه تخریب هر شبکه

اولویت‌بندی توسعه	دامنه تخریب
اولویت اول توسعه	۰ - ۱/۳۳
اولویت دوم توسعه	۱/۳۳ - ۳
اولویت سوم توسعه	۳ - ۴/۹۹

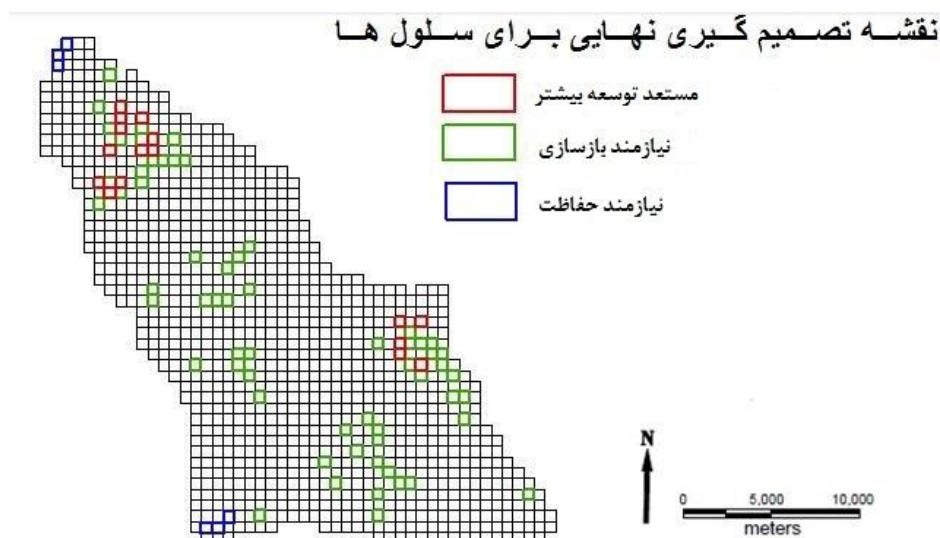
(چمنی و همکاران، ۱۳۸۴)

تصمیم‌گیری نهایی برای توسعه شبکه‌ها

همان‌طور که ذکر شد، ضرایب تخریب محاسبه شده براساس روش فازی طبقه‌بندی شدند که نتیجه آن در جدول (۶) نشان داده شده است. شکل (۲) نقشه تصمیم‌گیری نهایی برای توسعه شبکه‌ها را در منطقه مسجد سلیمان نشان می‌دهد.

جدول (۶): تعداد شبکه، درصد مساحت و تصمیم‌گیری نهایی برای توسعه شبکه‌ها

تصمیم‌گیری برای توسعه	درصد مساحت	تعداد شبکه	کد نهایی تخریب	دامنه تخریب
مستعد توسعه بیشتر	۲۱/۰۵	۱۶	۱	۱/۳۳ - ۴/۹۹
نیازمند بازسازی	۳۷/۳۱	۳۱	۲	۵ - ۱۴/۹۹
	۳۵/۳	۲۵	۳	۱۵ - ۱۹/۹۹
	۲/۰۴	۴	۴	۲۰/۵۶ - ۲۹/۹۸
نیازمند اقدامات حفاظتی	۴/۳	۶	۵	۳۰ - ۴۷
	۰	۰	-	۴۷/۲۱ - ۷۳/۴۹



شکل ۲. نقشه تصمیم‌گیری نهایی برای توسعه شبکه‌ها

نتایج و یافته ها

پس از تعیین توسعه شبکه ها، آنچه اهمیت دارد تعیین اولویت شبکه ها برای توسعه آتی است. اولویت بندی توسعه بر اساس درجه تخریب هر یک از شبکه ها و همچنین بر اساس شرایط محدود کننده برای توسعه مانند فرسایش شدید خاک و یا کوهستانی بودن منطقه و کمبود منابع آبی صورت گرفت. بدین ترتیب که درجه تخریب شبکه های موجود در این گروه بر اساس جدول ۵ طبقه بندی شد. این جدول برای تعیین اولویت توسعه به صورت مبنا قرار گرفت و سپس با استفاده از روی هم گذاری نقشه شبکه ها و ضرایب تخریب با نقشه پراکنش منابع طبیعی منطقه و نیز نقشه توپوگرافی در مورد اولویت توسعه شبکه ها تصمیم گیری شد. وجود منابع طبیعی و منابع آبی در هر شبکه، اولویت توسعه را افزایش و عدم وجود آن ها اولویت توسعه را کاهش می دهد. با توجه به این که شهرستان مسجد سلیمان از بارندگی سالیانه نسبتاً خوبی برخوردار می باشد بنابراین محدودیت منابع آبی چشمگیر نیست اما کوهستانی بودن بخش زیادی از این منطقه می تواند یک عامل محدود کننده مهم و موثر باشد.

با توجه به یافته ها بیش از نیمی از شبکه ها به دلایل مختلف غیر قابل توسعه یا در اولویت آخر توسعه هستند. ۲ شبکه مربوط به مناطق زیر نظر سازمان حفاظت محیط زیست هستند که با توجه به ارزش بالای طبیعی این مناطق از لحاظ وجود گونه های با ارزش گیاهی و جانوری و زیستگاههای حفاظت شده، باید از هر گونه توسعه در این مناطق جلوگیری کرد و در مناطق حاشیه ای نیز توسعه با احتیاط و متناسب صورت بگیرد. در میان مناطق مستعد توسعه شهری، ۳ شبکه با کمبود منابع آبی و ۲ شبکه نیز دارای زمینهای بایر هستند. این مناطق به علت فقدان منابع کافی آب و خاک حاصل خیز، مناسب توسعه نیستند. ۳ شبکه نیز در مناطق شیب دار کوهستانی و با خطر فرسایش زیاد خاک قرار گرفته است. از ۱۶ شبکه مستعد توسعه در منطقه، ۸ شبکه دارای ضریب تخریب صفر بود که در این شبکه ها به دلیل عدم وجود زمینهای کشاورزی و نبود جمعیت، تراکم فیزیولوژیک صفر است.

بیشتر مناطق مسکونی و باغی شهرستان به عنوان مناطقی که نیازمند بازسازی هستند تعیین گردیدند. هر چند خوشبختانه بیشتر آن ها دارای کد تخریب ۲ هستند و این امر بدین معنا است که اگر چه توسعه غیر منطقی، شتاب زده و بی برنامه بوده است اما نوع فعالیت به شکلی بوده است که با کمی برنامه ریزی و رفع ضعف ها، این مناطق با کاهش عدد تخریب، قابلیت توسعه را خواهند یافت. کیفیت و کمیت آب و خاک، پتانسیل توسعه منطقی و با برنامه ریزی مدون و دقیق با رفع معضلات موجود را خواهد داد. شبکه هایی با کد تخریب ۳ و ۴ که در بخش های مرکزی شهر شناسایی شد بیانگر آن است که شهر مسجد سلیمان توجه خاصی را می طلبد تا با گسترش شهرنشینی موجبات عوارض منفی گسترده تر نشود.

بحث و نتیجه گیری

پایین بودن فرهنگ محیط زیستی مردم و اشکالات وسیع و ساختاری شهرداری مسجد سلیمان باعث شده است تا مشکلاتی وجود داشته باشد و تخریب هایی صورت گرفته باشد. شبکه های بررسی شده در بخش های مرکزی به دلیل تراکم بالای جمعیت و بالا بودن شدت عوامل تخریب انسانی نیازمند بازسازی است. از عوامل تخریب شناسایی شده بخصوص در بخش های مرکزی شهر، مدیریت ضعیف، آلودگی هوا و خاک ناشی از رشد صنایع و تراکم بالای آن و به کارگیری غیر منطقی سرزمین به دلیل عدم تناسب کاربری ها با توان طبیعی سرزمین از مخرب ترین عوامل تشخیص داده شدند. بر این اساس، احتمال پیشی گرفتن شدت توسعه و فعالیت های اقتصادی و صنعتی بر ظرفیت و توان طبیعی محیط زیست منطقه وجود دارد. در این صورت، احیا و بازگرداندن آن به حالت اولیه، بسیار سخت و حتی غیر ممکن خواهد بود. به همین دلیل، باید از اجرای پروژه های عمرانی و صنعتی بزرگ مقیاس که اثر تخریبی زیادی دارد، در نواحی نیازمند اقدام های حفاظتی (به ویژه جنوب و بخشی از شمال محدوده مورد مطالعه) و یا نیازمند بازسازی جلوگیری کرد.

برخی از شبکه ها به دلیل دستکاری کمتر توسط انسان، دارای شدت عوامل تخریب کمتر، تراکم فیزیولوژیک پایین تر و آسیب پذیری بوم شناختی کم بوده اند و در نتیجه ضریب تخریب کمتری داشته اند. به این ترتیب این مناطق به صورت بالقوه دارای پتانسیل توسعه آتی می باشند. برای توسعه پایدار منطقه پیشنهاد می شود که با توجه به شکنندگی و آسیب پذیر بودن زیست بوم منطقه، از ایجاد صنایع آلاینده همچون کارخانه های گچ و سیمان جلوگیری کرد.

در پایان بدیهی به نظر می رسد که اساسی ترین راه پیشگیری از تکرار تخریب های به عمل آمده، اجرای آمایش سرزمین است. آمایش سرزمین به جهت آن که توان اکولوژیکی را برای توسعه ارزیابی می نماید و سپس با توجه به ارزیابی به عمل آمده از نیازهای اقتصادی - اجتماعی انسان های زیستمند در منطقه با تجزیه و تحلیل سیستمی، توان و نیاز را با هم تطبیق می دهد، از

بروز عوارض ناگوار محیط زیستی و در نتیجه تخریب محیط زیست جلوگیری می کند. آمایش سرزمین در حقیقت پیش نیاز توسعه است.

منابع:

۱. چمنی، عاطفه و همکاران. ۱۳۸۴. ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست استان همدان با کاربرد مدل تخریب. مجله محیط شناسی، شماره ۳۷: ۴۴-۳۵.
۲. صفائیان، نصرت الله؛ شکری، مریم؛ جباریان امیری، بهمن (۱۳۸۱). ارزیابی اثرات زیست محیطی توسعه در شمال ایران با مدل تخریب. فصل نامه محیط شناسی، دوره ۲۸، شماره ۳۰، صفحات ۵۰-۴۵.
۳. مخدوم، مجید ۱۳۸۲. "شالوده آمایش سرزمین"، چاپ پنجم، انتشارات دانشگاه تهران.
۴. مخدوم، مجید و منصوری، مصطفی. ۱۳۷۸. بررسی و شناخت اثرات توسعه بر محیط زیست استان هرمزگان با مدل تخریب، مجله محیط شناسی، شماره ۲۳: ۴۹-۵۶.
۵. وهابزاده، عبدالحسین. ۱۳۷۷. مراقبت از زمین: راهبردی برای زندگی پایدار، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، شماره ۲۰۰، ۲۹۴ص.
6. Habitat, T. A. 1992. A Methodological Framework of EIA for Urban Development. UN Centre for Human Settlements: 11- 18.
7. Makhdoum, M. F. 2002. Degradation model: A Quantitative EIA Instrument, acting as a Decision Support System (DSS) for Environmental Management. Environ. Manage. 30: 151- 156.
8. Miller, G. T. 1998. Living in the Environment, Fifth Edition. Wadsworth Pub. Co, Belmont, CA, 603 pp.

شناسایی تاثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلودگی محیط زیست ایران

قدرت اله سیاه پور^۱، ندا اورک^۲، فاطمه کریمی اورگانی^۳، سولمازدشتی^۴

۱- دانشجوی دوره ی دکتری، گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران،

gh.siapoor@gmail.com

۲- استادیار گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران،

nedaorak@yahoo.com

۳- استادیار گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران،

fatemeh_karimi88@yahoo.com,

۴- استادیار گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران،

soolmazedashti@iauhvaz.ac.ir

چکیده

زمینه وهدف: این تحقیق، به مطالعه و بررسی، شناسایی تاثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلاینده های پیرامون محیط زیست ایران، پرداخته است. روش تحقیق، در این پژوهش، ترکیبی از روش های آماری، توصیفی، تحلیلی، و بر ایده ها و مراحل سیستماتیک مرتب استوار است. درمورد حذف فلزات سنگین با استفاده از میکروارگانیزم هاو شرایط رشد، از پساب کارگاه سفید کاری مس، آب ورودی به تصفیه خانه فاضلاب، آب جوی کنار پمپ بنزین در شهر قم و پساب حاوی سرب از فعالیت کارخانه های ذوب باطری در شهرک صنعتی قم، نمونه گیری انجام شد. با استفاده از تکنیک محیط کشت پوتیتو دکستروز آگار که به آن (PDA) هم گفته می شود نمونه ها، مورد سنجش قرار گرفتند. یافته ها، با بررسی نتایج به دست آمده مشخص گردید که میزان جذب سرب توسط سویه با افزایش زمان تماس از ۰/۵ تا ۲ ساعت میزان جذب به سرعت افزایش یافت، در حالی که با طولانی شدن زمان تماس از ۲-۲۴ ساعت به تدریج بر میزان جذب افزوده می شود بنابراین با کاهش دما توانایی جذب زیستی افزایش می یابد. نتیجه گیری: مقاله حاضر به بررسی دقیق آلودگی تاثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلودگی محیط زیست می پردازد. باتوجه به بحران های موجود عقلانی به نظر می رسد که در سمت و سودهی برنامه های کلان محیط زیست در کشور از بیوتکنولوژی به عنوان یک پشتیبان بهره جست.

واژه های کلیدی: مواد بیولوژیکی، میکروارگانیزم، آلودگی محیط زیست.

۱- مقدمه

۱-۱- تشریح و بیان مساله

مواد بیولوژیک به موادی که حامل موجودات زنده نظیر باکتری ها، ویروس ها، قارچ ها، جلبک ها،... باشد اطلاق می شود. این جانوران ریز اما تأثیرگذار به واسطه استفاده از کودهای بیولوژیک، علف کش ها و افت کش ها، مدافع انسان ها، پوست و بافت جانوران مرده و ... به محیط زیست پیرامون ما راه می یابند و باعث ایجاد بیماری و عفونت در افراد می گردند. از آنجا که با فراهم آمدن شرایط مناسب رشد و تکثیر این موجودات ذره بینی بسیار سریع می باشد و مراحل اولیه آلودگی بیولوژیک به سادگی قابل تشخیص نمی باشد. بررسی و شناخت آلودگی بیولوژیک آب، هوا، خاک بسیار مهم تلقی می شود و یکی از روش های بهبود و سطح کیفی سلامت در افراد جامعه محسوب می گردد. (ترکیان واحمدی، ۱۳۸۵)

آب محیطی است که هزاران گونه بیولوژیکی، بخشی یا تمام دوران حیات خود را در آن سپری می کنند. میکروارگانیسم ها (باکتری ها، قارچ ها و جلبک ها) کاتالیزورهای زنده ای هستند که امکان انجام برخی از واکنشهای شیمیایی را در آب فراهم می سازند. بخش کثیری از واکنش های شیمیایی مهم، چون واکنش های مواد آلی و فرآیندهای اکسیداسیون واحیاء، از طریق واسطه های باکتریایی انجام می گیرد. مهمترین ارگانیسم های بیولوژیکی موجود در آب، ارگانیسم هایی هستند که در ایجاد بیماری ها نقش اصلی را ایفا می کنند. این ارگانیسم های بیماری زا که منشأ آبی دارند در برگیرنده انواع، باکتری ها، میکروارگانیسم های تک سلولی هستند که معمولاً بی رنگ بوده و جزءپست ترین اشکال حیاتند. (ملاردی و رفوئی، ۱۳۸۸)، بیماری روده و معده اغلب در اثر بیماری های منتقل شده توسط باکتری های بیماری زای آبی هستند. ویروس ها کوچکترین ساختمان های بیولوژیکی شناخته شده هستند. که تمام اطلاعات ژنتیکی لازم برای تولید مثل خویش را دارند. ویروس ها انگل هایی هستند که برای زندگی خود اجباراً نیاز به یک میزبان دارند. تعیین موثر بودن گندزدایی ویروس ها مشکل است، برای ارگانیسم های ویروسی آزمایش جامع و سریع وجود ندارد. عدم قطعیت در گندزدایی ویروسی مشکل اصلی برای کاربرد مستقیم فاضلاب و پساب به حساب می آید. پروتوزا ها ارگانیسم های تک سلولی هستند که به لحاظ فعالیت از باکتری ها و ویروس ها پیچیده ترند. پروتوزا ها ارگانیسم های کامل و خود کفایی هستند که میتوانند زندگی آزاد یا انگلی داشته باشند و خواص بیماری زایی یا غیر بیماری زایی از خود بروز دهند. پروتوزا ها دارای سازگاری بسیار بالا با محیط دارند، بطور گسترده ای در آبهای طبیعی وجود دارند. تحت شرایط حاد محیطی، پروتوزا های آبی شبکه مقاومی را تشکیل می دهند که غیر فعال ساختن آنها به کمک عملیات گندزدایی کار مشکلی است. در چرخه زندگی کرم های انگلی معمولاً در برگیرنده دو یا بیش از دو جانور به عنوان میزبان است. آلودگی آب ممکن است از فاصله حیوانی که حاوی کرم های انگلی است، ناشی شود. بدین ترتیب کرم های انگلی در وهله اول افرادی را تهدید می کنند که در تماس مستقیم با آب تصفیه نشده هستند. ارگانیسم های شاخص تجزیه و تحلیل آب برای شناسایی عوامل بیماری زا وقت گیر و پرهزینه است. بنابراین عموماً کیفیت آب با استفاده از ارگانیسم های شاخص ارزیابی میشود. ارگانیسم شاخص، ارگانیسمی است که حضورش بیانگر آن است که آلودگی وجود دارد و علاوه بر آن تا حدودی ماهیت و میزان آلاینده را نیز روشن سازد. ارگانیسم های شاخص کاملاً در محل غالب هستند و در محیط های مجاور وجود ندارند یا بطور بسیار محدود مشاهده میشوند. بنابراین بطور معمول ارگانیسم هایی انتخاب می گردند که:

- به راحتی قابل شناسایی باشند.
- همیشه در نقاطی که عوامل بیماری زا تجمع می نمایند، حضور دارند.
- برای حفظ سلامت کارکنان آزمایشگاه، ارگانیسم های شاخص خود بیماری زا نباشند.
- در محیط به سادگی و با سرعت نسبتاً زیاد تکثیر و گسترش یابند. (عمیق، ۱۳۸۸)

۱-۲- اهمیت وارزش تحقیق

تأثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلودگی محیط زیست، یکی از عوامل تأثیرگذار در زندگی بشر تلقی می گردد زیرا انسان در تمام دوران زندگی با محیط پیرامون خود ارتباط تنگاتنگی دارد. محیط زیست به بخش آب، هوا، خاک تقسیم بندی می گردد. آب که یکی از ضروری ترین عناصر حیات بر روی زمین می باشد و انسان روزانه ۲-۲٫۵ لیتر آب می نوشد و تقریباً بیش از ۶۰٪ درصد وزن بدن هر فرد را آب تشکیل می دهد. تنفس نیز عامل ضروری در زندگی بشر است. بدن انسان برای انجام تمام فعالیت های خود به اکسیژن نیاز دارد، بدون بهره بردن از هوای پاک زندگی برای بشر غیر ممکن است. خاک نیز یکی از منابع اصلی تأمین کننده غذای انسان می باشد بدین وسیله زندگی بشر را تحت الشعاع قرار می دهد و آلودگی خاک سبب بروز بسیاری از بیماری ها در گیاهان و جانوران شده و بدین ترتیب زندگی بشر را به خطر می اندازد. بررسی نحوه آلودگی آب، هوا، خاک و برطرف کردن آلودگی های موجود مهم تلقی گشته و یکی از عناصر اصلی در زندگی انسان می باشد. (دبیری، ۱۳۸۵)

امروزه در جهان بسیاری از مردم به دلایل بلاهای طبیعی، جنگ و زیر ساخت های ضعیف در محیط های آلوده زندگی می کنند به طور متوسط روزانه ۵۵۰۰ کودک به علت مبتلا شدن امراض ناشی از مصرف آب آلوده و تنفس در هوای آلوده می میرند. تمام تلاش های محققین این است که به کمک شیوه های نوین و فناوری های جدید بتوانند این مشکلات را کاهش دهند. یکی از این شیوه ها پالایش زیستی است، اهمیت این روش با گذشت زمان کوتاهی از ظهور آن کاملاً مشهود می باشد. امیدواریم با

پیشرفت های چشمگیر در این زمینه بخش اعظمی از مشکلات زیستی پیش روی بشر برطرف گردد و در پرتو این دانش بدیع همگان از محیطی پاک و سالم در زندگی بهره مند شوند. (پناهی، ۱۳۸۶)

۳-۱- پیشینه مطالعاتی تحقیق

در مطالعه ای که در سال ۲۰۱۱ درمورد مواد بیولوژیک صورت پذیرفت فلزات سنگین در عرصه جذب زیستی در سه دسته: فلزات سمی (مانند Cd, As, Co, Sn, Hg, Pb, Zn, Cr, و غیره)، فلزات قیمتی (مانند Au, Ag, Pt, Pd, و غیره)، رادیو نوکلئوئیدس (مانند U, Ra, Am, و غیره)، که معمولاً وزن مخصوص شان بالاتر از ۵ گرم بر سانتی متر مکعب است، طبقه بندی می شوند. (Avila, et al, 2011).

در پژوهشی که در سال ۱۳۸۹ درمورد بهداشت محیط زیست صورت گرفت، بهداشت محیط تمام جنبه های فیزیکی، شیمیایی و فاکتورهای بیولوژیکی ظاهری افراد و همه فاکتورهای مؤثر رفتاری را اداره می کند. این موضوع شامل ارزیابی و کنترل فاکتورهای محیطی می باشد که بالقوه روی سلامت تأثیر دارند. بهداشت محیط، پیشگیری از بیماری ها و حمایت از محیط های سالم را هدف خود قرار داده است. این تعریف در مقابل رفتارهای مرتبط با محیط، همچنین رفتارهای مرتبط با محیط اجتماعی و فرهنگی و ژنتیکی قرار نمی گیرد، در واقع هدف بهداشت محیط کنترل کلیه عواملی است که بالقوه و بالفعل تأثیرات سویی بر بقاء و سلامتی انسان اعمال می کنند. (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۶).

در مطالعه ای که در سال ۲۰۱۰ درمورد کلیفرم صورت پذیرفت نتایج حاکی از آن است که (کلیفرم روده ای) از باکتری های شاخص برای تعیین آلودگی آب به فاضلاب های انسانی است. دلایل اصلی استفاده از کلیفرم روده ای بعنوان یک باکتری شاخص این است که: در برابر شرایط نامساعد محیطی (مثل دما یا PH زیاد (مقاومت بالا دارند بطوری که اگر به دلیل نامساعد بودن محیط کلیفرم روده ای از بین برود میتوان با اطمینان اظهار داشت که هیچ ویروسی یا باکتری بیماری زایی در محیط وجود ندارد. تعداد (غلظت) این باکتری بسیار زیاد است بنابراین میتوان اطمینان داشت اگر باکتری دیگری ناشی از فاضلاب های انسانی در نمونه وجود داشته باشد، کلیفرم روده ای نیز وجود دارد. کلیفرم روده ای به تعداد میلیونی در روده بزرگ انسان وجود دارد و بیماری زا نمی باشد، بنابراین وجود آن در نمونه های آب خطری را برای کارکنان آزمایشگاه ایجاد نمی کند. (Long, et al, 2010).

۴-۱- هدف تحقیق

هدف اصلی از انجام این تحقیق، بررسی و برآورد ارزش استفاده از روش های نوین به منظور پالایش محیط زیست، بهداشت به دلیل منابع محدود، مورد توجه قرار گرفته است. وغنا بخشیدن به موضوع تحقیق، در جهت پرده گشایی و توصیف وضعیت مسأله محیط زیست در ایران می باشد. یکی از روش های نوین در زمینه رفع آلودگی محیط زیست با توجه به اینکه در سال های اخیر ایران در حال اوج گیری در زمینه کاربرد روشهای علمی و فنی در تبدیل بعضی مواد به کمک عوامل بیولوژیک (میکروارگانیسمها، یاخته های گیاهی و جانوری و آنزیمها و...) برای تولید کالا و خدمات در کشاورزی، صنایع غذایی، دارویی، پزشکی و سایر صنایع. هر چند که با گذشت زمان دانشمندان به مفاهیم مشترکی در مورد بیوتکنولوژی نزدیک شده اند اما هر متخصص و دانشمندی تعریف جداگانه ای از بیوتکنولوژی ارائه می دهد. علت این حقیقت را باید در ماهیت بیوتکنولوژی می توان یافت. گستردگی کاربرد بیوتکنولوژی در قرن بیست و یکم به حدی است که اقتصاد، بهداشت، درمان، محیط زیست، آموزش، کشاورزی، صنعت، تغذیه و سایر جنبه های زندگی بشر را تحت تأثیر شگرف خود قرار خواهد داد. به همین دلیل اندیشمندان جهان قرن بیست و یکم را قرن بیوتکنولوژی نامگذاری کرده اند. (Vahid, et al, 2009). در واقع هدف بهداشت محیط کنترل کلیه عواملی است که بالقوه و بالفعل تأثیرات سویی بر بقاء محیط زیست و سلامتی انسان اعمال می کنند. برای رسیدن به این هدف، بهره گیری اصول مهندسی و دانش زیست محیطی به منظور کنترل، اصلاح و بهبود عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک محیط جهت حفظ و ارتقاء سلامتی و رفاه و آسایش انسان ضرورت می یابد.

۲- مواد و روش کار

۲-۱- درمورد حذف فلزات سنگین با استفاده از میکروارگانیسم هاو شرایط رشد

از پساب کارگاه سفید کاری مس، آب ورودی به تصفیه خانه فاضلاب، آب جوی کنار پمپ بنزین در شهر قم و پساب حاوی سرب از فعالیت کارخانه های ذوب باطری در شهرک صنعتی قم، نمونه گیری انجام شد. از هر نمونه رفت ۱ تا 10^{-9} تهیه و سپس از رقت ۱۰۰ میکرولیتر برداشته و در پلیت های حاوی محیط اختصاصی سابورد دکستروز آگار کشت داده و در انکوباتور با دمای ۲۸ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت گرماگذاری گردید، سپس کلنی های پلیت ها مورد بررسی قرار گرفت. از کلنی ها، کلنی های محدب، دارای سطح صاف، کناره کامل، کدر، مات یا براق، با قوام کره ای و به رنگ کرم لام تهیه و در زیر میکروسکوپ سلول های بیضی شکلی با جوانه های چند قطبی مشاهده گردید. برای شناسایی مخمر ساکارومایسس سوریزیه علاوه بر بررسی ویژگی های ماکروسکوپی میکروسکوپی از تست تخمیر کربوهیدرات هم استفاده شد.

۲-۲- تکنیک (روش)

نمونه های رقیق شده داخل **petri dish** ها توزیع شده و سپس محیط کشت مذاب ریخته شود که به دمای $45-50^{\circ}\text{C}$ رسیده و سپس کاملاً با نمونه مخلوط شود تا یکنواخت شود. بعد از جامد شدن پلیت ها برای مدت ۱ تا ۷ روز در دمای $20-25^{\circ}\text{C}$ نگهداری شوند تا رشد کامل کلنی قارچ صورت گیرد. یکنواختی ضعیف آگار به دلیل اسیدیته اصلی محیط کشت است که برای streaking (inadequate) مناسب نیست. نگهداری این محیط کشت صرفاً برای آزمایشگاه است و باید درب قوطی کاملاً بسته باشد. از تابش شدید نور آفتاب جلوگیری شود، در محیط خشک و خنک با دمای بین 4°C تا 30°C و رطوبت کمتر از 60% قرار گیرد. محیط کشت پوتیتو دکستروز آگار (Potato Dextrose Agar (Eur.pharm که نام دیگر آن (PDA) که در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل ۱- پلیت های حاوی محیط اختصاصی سابورد دکستروز آگار دونه قارچ کشت داده

ماخذ: WWW.ulab.ir

۲-۳- قابلیت تخمیر کربوهیدرات

برای تست تخمیر از محیطی که حاوی پیتون، عصاره مخمر، برومر تیمول بلو (محلول ۱/۱۶٪)، محلول کربوهیدرات استفاده گردید. قندهای گلوکز، D- گالاکتوز، مالتوز، ساکاروز، ترهالوز، لاکتوز، سلوبیوز، اینولین، نشاسته، گزیلور به کار برده شد.

۲-۳- بررسی میزان جذب

ابتدا از کشت تازه سویه های مخمر کشت پانچی روی محیط سابورد دکستروز آگار تهیه و پلیت ها به مدت ۲۴ ساعت ۲۸ درجه سانتی گراد در گرماگذاری شدند. بعد از زمان مذکور روی پلیت ها محلول استریل آگار ۲٪ حاوی ۱۵ میکرو مولار سرب اضافه و به مدت ۲۴ ساعت در ۲۸ درجه سانتی گراد گرماگذاری گردید. بعد از زمان فوق الذکر پلیت ها را به صورت افقی و بدون درب ورودی دسیکاتور حاوی ظرفی که مقداری (۱۰٪ HCl) و ۳ گرم سولفید سدیم بوده قرار داده شد. به علت واکنش HCl با سولفید

سدیم دسیکاتور از گاز H_2S اشباع گردید. گاز H_2S حاصل با سرب واکنش داده و رسوب سیاه رنگ PbS تولید گردید. بعد از یک ساعت مجاورسازی در اطراف کلتی های سوپه که توانایی جذب سرب داشتند هاله شفاف و آن های که توانایی جذب سرب نداشتند رسوب سیاه رنگ PbS ظاهر شد. با این روش بهترین سوپه ها جذب کننده فلز سرب جدا گردید. در روش کمی ۰/۵ گرم از رسوب ۵ سوپه ۰/۱ مخمر که معادل با ۰/۱ گرم وزن بود، به طور جداگانه به ارلن هایی که حاوی ۵۰ میلی لیتر محلول نیترات سرب (II) با رقت ۱۰۰ ppm و در حدود pH ۴/۵ اضافه و به مدت ۲ ساعت در شیکر انکوباتور با حرکت دورانی معادل با ۱۲۰ rpm و دمای ۲۸ درجه سانتی گراد گرماگذاری شد. پس از گذشت زمان مذکور، نمونه های در ۴۰۰۰ rpm به مدت ۱۰ دقیقه در ۴ درجه سانتی گراد سانتریفیوژ و غلظت فلز در فاز رویی حاصل از سانتریفیوژ هر یک از سوپه ها به منظور بررسی میزان جذب سرب، توسط دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی که در شکل (۲) نشان داده شده است، مورد سنجش قرار گرفت.



شکل ۲- دونه نمونه دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (AAS) که جهت جذب میزان سرب مورد سنجش وارلن ها جهت محلول ها
 مأخذ: WWW.ulab.ir

یک دستگاه طیف سنج جذب اتمی شامل اجزای زیر می باشد. منبع اولیه ی تابش - یک طول موج گزین برای تولید تابش تکفام - یک وسیله برای افشاندن محلول به درون شعله و تولید بخار اتمی - یک آشکارساز - وسیله ای برای خواندن داده ها (اسلام پور، حسن پور، ۱۳۸۹)

۲-۴- محاسبه میزان جذب فلز سرب

جهت محاسبه میزان جذب فلز سرب توسط بیومس سوپه های مخمر ساکاروماایسس سرویزیه در طی تمامی آزمایش ها، بر طبق معادله $q = V(C_i - C_f)/S$ عمل شد. که q میزان جذب فلز توسط بیومس (mg/g, Ci) غلظت اولیه یون سرب در محلول C_f (mg/l)، غلظت نهایی یون سرب در محلول V (mg/l)، حجم محلول فلزی که با بیومس مجاور سازی شده S (l)، مقدار بیومس اضافه شده بر مبنای وزن خشک (گرم) است. (Jenkins, K. L., 2011)

۲-۵- بررسی فاکتورهای محیطی بر جذب فلز سرب

* اثر PH بر جذب فلز سرب

برای این منظور ابتدا محلول فلزی سرب در محدوده ۵/۵ - ۲/۵ pH تهیه و به علت رسوب یون های سرب در مقادیر بالاتر PH آزمایش ها در مقادیر بالاتر PH انجام نشد. این آزمایش برای تمام PH ها در شرایط کاملاً یکسان از نظر درجه حرارت (۲۸

درجه سانتی گراد ($T=$)، دور شیکر- انکوباتور (۱۲۰ دور بر دقیقه) انجام شد. بعد از پایان زمان مجاورت در هر آزمایش، با همان شرایط هر نمونه سانتریفیوژ و میزان فلز باقی مانده در محلول توسط اسپکتروفتومتر جذب اتمی تعیین گردید.

* اثر غلظت های مختلف سرب

غلظت های مختلف سرب (دور بر دقیقه) ۵۰، ۱۰۰، ۵۰۰، ۲۵۰ را در ۵۰ میلی لیتر محلول فازی ریخته و آن را به حجم ۲۵ میلی لیتر رسانده و در دمای ۲۸ درجه سانتی گراد، دور شیکر- انکوباتور (۱۲۰ دور بر دقیقه) و PH ۴/۵ تهیه شد.

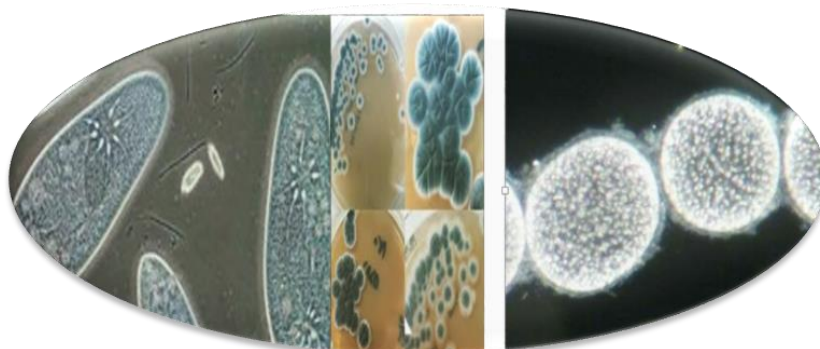
۲-۶- تثبیت ساکارومایسس سرویزیه توسط حامل های مختلف

* تثبیت سلول مخمر درون آگار

برای تثبیت سلول درون ژل آگار، ابتدا محلولی از آگار (آگار در آب دیونایز) با غلظت ۳٪ ساخته، سپس محلول استریل گردید. بعد از سرد شدن محلول آگار به آن سوسپانسیون مخمر ۵٪ اضافه و سپس مخلوط را درون پلیت استریل ریخته و پلیت در دمای ۴ درجه سانتی گراد قرار داده شد. بعد از بستن ژل آن را توسط تیغ استریل به ابعاد ۵ میلی متر برش داده شد. سپس تکه های حاوی سویه مخمر را در درون ارلن استریل که حاوی ۵۰ میلی لیتر محلول (۵۰۰ دور بر دقیقه) سرب است ریخته و آن را درون شیکر- انکوباتور و دمای ۲۸ درجه سانتی گراد به مدت ۲ ساعت قرار داده شد. بعد از پایان زمان مجاورت در هر آزمایش، تکه ها توسط کاغذ صافی جمع آوری شده و سپس محلول باقی مانده در نمونه پس از رقت مناسب به منظور سنجش میزان جذب سرب توسط دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مورد بررسی قرار گرفت.

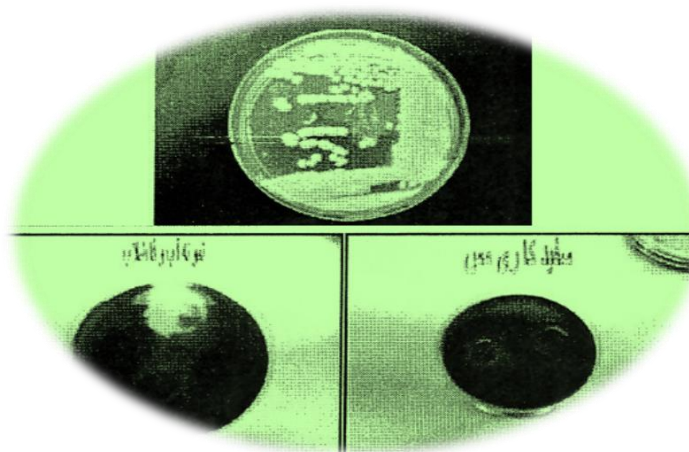
* تثبیت سلول مخمر درون آلژینات کلسیم

در این آزمایش، محلول سدیم آلژینات ۳٪ w/v تهیه شد. سپس محلول آلژینات سدیم با سوسپانسیون مخمر ۵٪ مخلوط و هم زده تا یکنواخت گردد. مخلوط آلژینات-سلول با استفاده از سرنگ ۲۰ میلی لیتر به آرامی ۲۰ میلی لیتر به داخل محلول ۰/۲ مولار کلرید کلسیم چکانده شد. گویه های تشکیل شده برای ۲ ساعت در محلول باقی مانده تا پایدار شوند. و بعد از زمان مذکور گویه ها توسط آب دیونایز استریل دوبار شستشو داده تا کلسیم آزاد شسته شود. میانگین اندازه بیدها ۳ میلی متر بود. گویه های حاوی سلول های مخمر را درون ارلن استریل که حاوی ۵۰ میلی لیتر محلول (۵۰۰ دور بر دقیقه) سرب ریخته و آن را درون شیکر- انکوباتور با دمای ۲۸ درجه سانتی گراد به مدت ۲ ساعت قرار داده شد. بعد از پایان زمان مجاورت در هر آزمایش، گویه ها توسط کاغذ صافی جمع آوری شده و به منظور سنجش میزان جذب سرب از دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی استفاده شد. همه سویه های جدا شده ساکارومایسس دارای کلنی های به قطر متوسط ۳ میلی متر، محدب، دارای سطح صاف، کناره کامل، کدر، مات یا براق، با قوام کره ای و به رنگ کرم بودند. در شکل (۳،۴) نشان داده شده است. با کهنه شدن کشت، رنگ کلنی از کرم روشن به کر مایل به قهوه ای تغییر کرد. و در زیر میکروسکوپ نوری سلول های کروی یا بیضوی تک یا دارای جوانه مشاهده شد.



شکل ۳- مخمر جوانه زده، کلنی های ساکارومایسس سرویزیه در محیط کشت

منبع: مجله علمی - پژوهشی حکیم سید اسماعیل جرجانی، ۱۳۹۳



شکل ۴-نمایی از سویه هائی که توانایی و عدم توانایی جذب فلز سرب را دارند.
منبع:مجله علمی - پژوهشی حکیم سید اسماعیل جرجانی، ۱۳۹۳

۳-نتایج و یافته ها

با بررسی نتایج به دست آمده مشخص گردید که میزان جذب سرب توسط سویه با افزایش زمان تماس از ۰/۵ تا ۲ ساعت میزان جذب به سرعت افزایش یافت، در حالی که با طولانی شدن زمان تماس از ۲-۲۴ ساعت به تدریج بر میزان جذب افزوده گردید با توجه به آن چه گفته شد با افزایش PH سیستم جذب توانایی جذب کاتیون های فلزی افزایش می یابد، البته این افزایش به صورت یک رابطه خطی نمی باشد. از طرف دیگر، مقادیر بالای PH می تواند باعث ته نشینی کمپلکس های فلزی شود بنابراین باید در طول آزمایش از افزایش PH جلوگیری شود. فاکتور دما (در محدود دمای مشخص) روی جذب زیستی یون های فلزی تاثیر دارد. واکنش های جذب به طور طبیعی گرمازا هستند بنابراین با کاهش دما توانایی جذب زیستی افزایش می یابد. هنگامی که دما خیلی بالا است، به علت واپیچش بعضی از سایت های اتصال فلز موجود در سطح سلول، جذب فلز همگی سویه ها، سویه هائی اند که توانایی و عدم توانایی جذب فلز سرب را دارند. جدا شده تحت شرایط نیمه بی هوازی قادر بودند فقط گلوکز را تخمیر و گاز دی اکسید کربن تولید کنند. که در جدول (۱) قابلیت تخمیر کربوهیدرات ها توسط سویه ها جدا شده، نشان داده شده است.

جدول ۱- قابلیت تخمیر کربوهیدرات ها توسط سویه های جدا شده

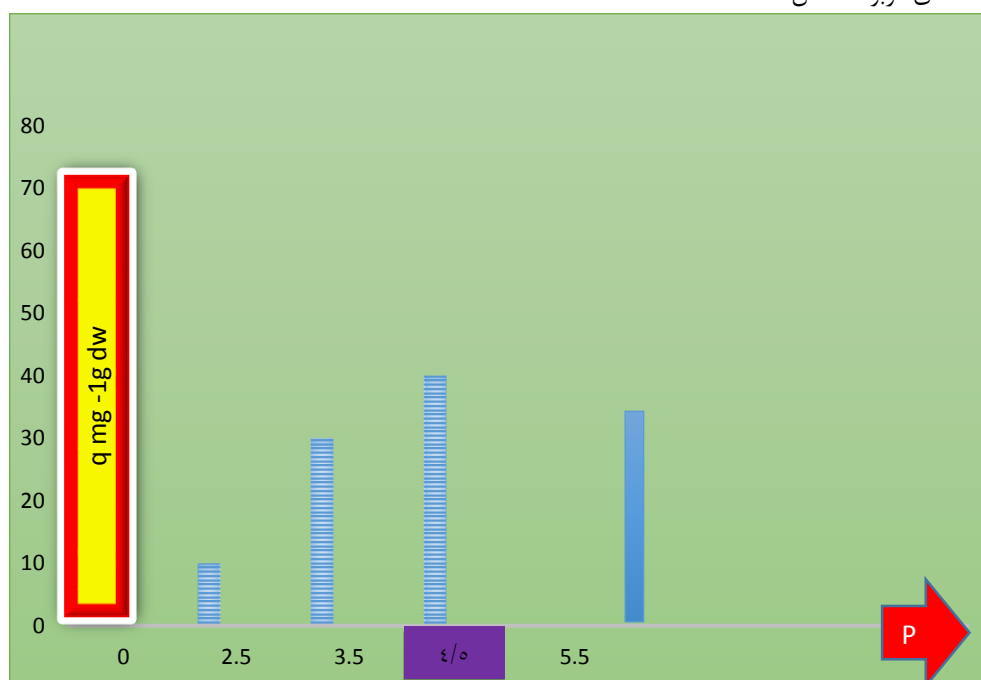
قابلیت تخمیر	گلوکز	گالاکتوز-D	لاکتوز	ساکاروز	نشاسته	سلولپوز	مالتوز	ترهالوز	آرابین	گریوز
سویه شماره ۱ (سویه جدا شده از کارخانه در قزوین)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
سویه شماره ۲ (سویه جدا شده از تصفیه خانه)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
سویه شماره ۳ (سویه جدا شده از سفیدکاری مس)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
سویه شماره ۴ (سویه جدا شده پمپ بنزین)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-

در اطراف کلنی سویه هایی که توانایی جذب سرب داشتند هاله شفاف و آن های که توانایی جذب فلز را نداشتند رسوب سیاه رنگ PbS مشاهده شد، که در جدول شماره (۲) میزان جذب سرب توسط سویه های جدا شده از پساب برای غلظت ۱۰۰ ppm را به تفکیک نشان می دهد.

جدول ۲- میزان جذب سرب توسط سویه های جدا شده از پساب برای غلظت ۱۰۰ ppm سرب

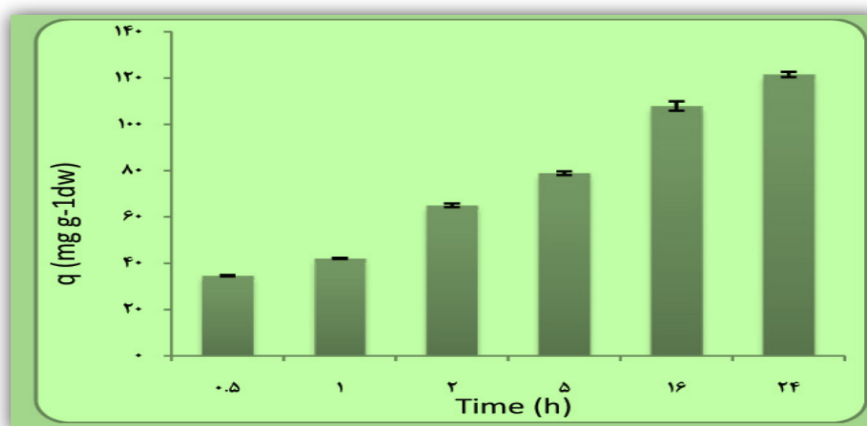
نمونه	سویه شماره ۱	سویه شماره ۲	سویه شماره ۳	سویه شماره ۴
میزان جذب (mgg^{-1}dw)	۴۸	۸,۷۵	۶,۵	۵,۹

و از بین سویه های جداسازی شده، باتوجه به جدول فوق می توان دریافت که، سویه شماره ۱ بیشترین میزان جذب را به خود اختصاص داده است. مقدار نمونه میزان جذب (mgg^{-1}dw) یون سرب به وسیله سویه های مختلف (۱) الی (۴) در نمودار (۱) باتوجه به PH های مربوطه نشان داده شده است.

نمودار (۱) مقدار نمونه میزان جذب (mgg^{-1}dw) یون سرب به وسیله سویه های مختلف (۱) الی (۴) باتوجه به PH های مربوطه

با بررسی نتایج به دست آمده از اسپکترفومتتری جذب اتمی، نتایج حاکی از آن است که با افزایش PH از ۲/۵ به ۴/۵ میزان جذب افزایش یافت، به طوری که بیشترین میزان جذب فلز سرب در PH ۴/۵ مشاهده شد. در مقادیر $\text{PH} > 4/5$ میزان جذب فلز سرب باتوجه به نمودار فوق می توان دریافت که کاهش می یابد. و از بین سویه های جداسازی شده، باتوجه به جدول فوق می توان دریافت که، سویه شماره (۱) بیشترین میزان جذب را به خود اختصاص داده است. مقدار نمونه میزان جذب (mgg^{-1}dw) یون سرب به وسیله سویه های مختلف (۱) الی (۴) در نمودار (۱) باتوجه به زمان های مختلف در نمودار شماره (۲) نشان داده شده است.

میزان
جذب یون
سرب



نمودار (۲) مقدار نمونه میزان جذب ($\text{mg g}^{-1} \text{dw}$) یون سرب به وسیله سویه ها با توجه به **Time** زمانهای تماس مختلف

با بررسی نتایج به دست آمده مشخص گردید که میزان جذب سرب توسط سویه با افزایش زمان تماس از ۰/۵ تا ۲ ساعت میزان جذب به سرعت افزایش یافت، در حالی که با طولانی شدن زمان تماس از ۲-۲۴ ساعت به تدریج بر میزان جذب افزوده گردید. در این تحقیق میزان جذب سرب به وسیله ساکارومایسس سریه آزاد کمتر از تثبیت شده با آگار و تثبیت شده با آگار کمتر از آلزینات کلسیم می باشد که در جدول (۳) گزارش گردید.

جدول (۳): میزان جذب و درصد جذب فلز سرب در سلول های تثبیت شده در آلزینات، آگار و آزاد در زمان تماس ۲ ساعت

نوع مخمر	تثبیت شده	آزاد	آلزینات
میزان جذب فلز $\text{mg}^{-1} \text{dw}$	۱۶۴	۶۵،۱	
		۶۵،۱	۱۴۵،۲۵

۴- بحث و نتیجه گیری

مقاله حاضر به بررسی دقیق آلودگی تاثیرات مواد بیولوژیکی بر بهداشت و سلامتی جامعه و بر آلودگی محیط زیست می پردازد. در آینده ایران جز کشورهایی خواهد بود که با بحران آلودگی آب ها، خاک و هوا رو به رو خواهد شد. که عقلانی به نظر می رسد که در سمت و سودهی برنامه های کلان محیط زیست در کشور از بیوتکنولوژی به عنوان یک پشتیبان بهره جست. با بررسی نتایج به دست آمده از اسپکترتومتري جذب اتمی، نتایج حاکی از آن است که با افزایش PH از ۲/۵ به ۴/۵ میزان جذب افزایش یافت، به طوری که بیشترین میزان جذب فلز سرب در PH ۴/۵ مشاهده شد. در مقادیر $\text{PH} > 4/5$ میزان جذب فلز سرب کاهش می یابد. و از بین سویه های جداسازی شده، با توجه به جدول (۲) می توان دریافت که که، سویه شماره (۱) بیشترین میزان جذب را به خود اختصاص داده است. مقدار نمونه میزان جذب ($\text{mg g}^{-1} \text{dw}$) یون سرب به وسیله سویه های مختلف (۱) الی (۴) در نمودار (۱) با توجه به زمان های مختلف در نمودار شماره (۲) نشان داده شده است. با بررسی نتایج به دست آمده مشخص گردید که میزان جذب سرب توسط سویه با افزایش زمان تماس از ۰/۵ تا ۲ ساعت میزان جذب به سرعت افزایش یافت، در حالی که با طولانی شدن زمان تماس از ۲-۲۴ ساعت به تدریج بر میزان جذب افزوده گردید. در این تحقیق میزان جذب سرب به وسیله ساکارومایسس سریه آزاد کمتر از تثبیت شده با آگار و تثبیت شده با آگار کمتر از آلزینات کلسیم می باشد که در جدول (۳) گزارش گردید. با توجه به آن چه گفته شد با افزایش PH سیستم جذب توانایی جذب کاتیون های فلزی افزایش می یابد، البته این افزایش به صورت یک رابطه خطی نمی باشد. از طرف دیگر، مقادیر بالای PH می تواند باعث ته نشینی کمپلکس های فلزی شود بنابراین باید در طول آزمایش از افزایش PH جلوگیری شود. و در مورد مکانیزم کار دستگاه طیف سنجی اسپکترتومتري جذب اتمی، ASS چنین نتیجه گیری نمود که عنصر مورد اندازه گیری باید به حالت اتمی کاهش یابد و سپس

سر راه پرتو ورودی از منبع تابش مناسب قرارگیرد. با توجه به میزان جذب طیف عبوری از نمونه می توان مقادیر عناصر فلزی و شبه فلزی در ترکیبات معدنی طبیعی و سنتزی، فلزات و آلیاژها را اندازه گیری نمود. از مزایای عمده طیف سنجی جذب اتم، ارزان بودن هزینه دستگاه و آنالیز آن است.

هدف از این تحقیق بررسی حذف فلزات سنگین توسط میکروآرگانیزم می باشد. استفاده از روش های فیزیکی مانند تبادل یون ، الکترودیالیز، اسمز معکوس، روش های شیمیایی مانند احیاء شیمیایی ، الکترولیز و تبادل یونی و ... در گذشته بسیار مرسوم بوده است امروزه با توجه به راندمان به نسبت کم و هزینه های بالا و سایر مشکلات جانبی متدهای دیگری جایگزین این شیوه ها شده اند. اکنون جا دارد همگام با تحولات جدید در مهندسی و علوم ، دانشگاه ها به طور جدی به پژوهش های بیوتکنولوژی مشغول شوند تا حداقل ما هم بتوانیم مرزهای دانش روز را به نسل های آینده تحویل دهیم و در تشکل های جدید هستی سهمی داشته باشیم، هرچه زودتر به خود آییم و عمق معجزه آسای اندیشه بشر را دریابیم و تر کوتاه بینی و افکار فرسوده فاصله بگیریم.

منابع

۱. بیوتکنولوژی زیست محیطی ، دکتر ایوب ترکیان ، مهدی احمدی، دانشگاه شریف ۱۳۸۵
۲. اصول تصفیه آب ، محمد رضا ملاردی، کاظم رفوئی، مبتکران سال ۱۳۸۸
۳. آلودگی آب ، استیو بارکر، مجید عمیق (مترجم) ، پیدایش سال ۱۳۸۸
۴. دبیری ، مینو ؛ ۱۳۸۵؛ آلودگی محیط زیست (هوا ، آب ، خاک ، صوت)؛ چاپ چهارم ؛ نشر و پخش آیلار
۵. مبانی بهداشت محیط ، دکتر شریف پناهی ، دانشگاه تهران ، دی ماه ۱۳۸۶
۶. اسماعیلی ساری ، عباس ؛ ۱۳۸۱؛ آلاینده ها ، بهداشت و استاندارد در محیط زیست ، چاپ اول ؛ انتشارات نقش مهر
۷. مبانی طیف سنجی مولکولی، سی ان نبول ، ترجمه : دکتر رضا اسلامپور، دکتر مسعود حسن پور، ۱۳۸۹
۸. مجله علمی - پژوهشی حکیم سید اسماعیل جرجانی، سال دوم شماره ۲ پاییز و زمستان ، ۱۳۹۳
9. Avila, M, Perez G, Valiente M, 2011, "Extractant and Solvent Selection to Recover Zinc from a Mining Effluent", Solvent Extraction and Ion Exchange, Vol. 29, pp. 384-397.
10. Long, H Zh, CHAI, L Y, QIN, W Q, TANG, Sh H, 2010, "Solvent extraction of zinc from zinc sulfate solution", Cent. South Univ. Technol., Vol. 17, p. 760-764.
11. Vahid, E, Rashchi, F, Moradkhani, D, 2009, "Recovery of zinc from an industrial zinc leach residue by solvent extraction using D2EHPA", Minerals Engineering, Vol. 22, pp. 204-206.
12. Jenkins, K. L., 2011. Modeling the Economic and Social Consequences of Drought under Future Projection of Climate Change, Ph.D Thesis, Department of Land Economy, University of Cambridge, 222 p.
13. WWW. ulab.ir

Identification of the Effects of Biological Materials on the Health and Safety of the Society and on Environmental Pollution of Iran

Ghodratollah Siahpoor

1- Ph.D. student, Environmental Department, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran,
gh.siahpoor@gmail.com

Nada Orak

2- Assistant Professor, Department of Environment, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran,
nedaorak@yahoo.com

Fatemeh Karimi Orghani

2- Assistant Professor, Department of Environment, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran,
fatemeh_karimi88@yahoo.com

Soolmaz Dashti

3- Assistant Professor, Department of Environment, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran,
soolmazdashti@iauhvaz.ac.ir

Abstract

The purpose of this study was to study and identify the effects of biological substances on the health and health of the community and on the pollutants surrounding the environment of Iran. The research methodology in this research is a combination of statistical, descriptive, analytical and idea methods. The systematic steps are systematic. On the removal of heavy metals using microorganisms and growth conditions, from wastewater from copper whitening workshop, water entering the wastewater treatment plant, drinking water near the gas station in Qom and wastewater containing lead from the activities of melting plants in Qom industrial city, sampling Done. In addition to the microscopic examination of carbohydrate fermentation test, to determine the yeast of *Saccharomyces cerevisiae*, the samples were also evaluated using a Potato Dextrose Agar culture technique, also known as PDA. Findings showed that the rate of absorption of lead by strain increased contact time from 0.5 to 2 hours, while the absorption rate increased rapidly, while with prolongation of contact time from 2 to 24 hours gradually. The amount of adsorption is increased, therefore, the bioavailability increases with decreasing temperature. Conclusion: The present paper seeks to thoroughly investigate the impacts of biological substances on the health and environment of the community and on environmental pollution. Due to existing crisis, it seems rational that on the side of the macroeconomic programs in the country the use of biotechnology as a backup.

Key words: biological materials, microorganisms, environmental pollution.

اثرات اعتبارات بانک کشاورزی در تغییر کاربری اراضی مزروعی شهرستان همدان

نظام‌علی وفايي^۱، علی توحیدی^۲

۱- کارشناس ارشد توسعه روستایی و کارشناس کشاورزی اعتبارات بانک کشاورزی شهرستان همدان

Vafadari4030@gmail.com

۲- کارشناس ارشد توسعه روستایی، کارمند اعتبارات بانک کشاورزی شهرستان همدان

چکیده

یکی از معضلات اساسی در حوزه کشاورزی، تغییر کاربری اراضی است که اخیراً تشدید گردیده است. این مساله در درازمدت، روند و توازن تولید محصولات کشاورزی را مختل خواهد نمود. در این زمینه عوامل بسیاری وجود دارد که تمایل به تغییر کاربری اراضی توسط کشاورزان را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در این راستا هدف اصلی تحقیق حاضر بررسی اثرات بانک کشاورزی در تغییر کاربری اراضی زراعی شهرستان همدان به عنوان یک قطب کشاورزی است، که با مساله تغییر کاربری اراضی زراعی مواجه است. تحقیق حاضر به لحاظ هدف، کاربردی است و ماهیت توصیفی تحلیلی دارد. برای گردآوری اطلاعات از مطالعات کتابخانه‌ای و پیمایش میدانی استفاده شده است. جامعه آماری تحقیق حاضر شامل ۳۰۰ نفر (N=300) است. با استفاده از جدول نمونه‌گیری مورگان، نمونه آماری ۱۵۰ نفر تعیین گردید که با استفاده از روش نمونه‌گیری طبقه‌ای انتخاب شدند. ابزار تحقیق، پرسشنامه‌ای است که روایی آن با کسب نظر از استادان و پایایی آن با استفاده از آزمون آلفای کرونباخ (۰/۸۳) تایید گردید. تجزیه و تحلیل اطلاعات از تکنیک تحلیل عاملی در قالب نرم افزار SPSS استفاده شد. نتایج تحلیل عاملی، ۹ عامل را به عنوان مولفه‌های موثر در تغییر کاربری اراضی کشاورزی شناسایی نمود که مهمترین آنها عبارتند از: عدم حمایت دولت، عامل اقتصادی، جغرافیایی، سیاستگذاری و برنامه‌ریزی. ۹ عامل شناسایی شده در مجموع ۶۱/۷۰۴٪ از واریانس متغیر تغییر کاربری اراضی کشاورزی را تبیین می‌کنند.

واژه‌های کلیدی: اراضی، اعتبارات، تغییر کاربری، کشاورزی.

۱- مقدمه

زمین منبع غیر قابل جایگزینی است که به آسانی و با صرفه‌های اقتصادی قابل بازیافت نمی‌باشد. بنابراین کاربری زمین در کشورهایی نظیر ایران که فضای زیست محدود است، باید همانند مصرف آب با اندیشه همراه با برنامه‌ریزی و کاملاً بهینه باشد (اعتماد، ۱۳۸۷). در دوران معاصر با رشد جمعیت و افزایش شهرنشینی، افزایش تقاضا برای زمین شهری، تعادل میان مقیاس‌های کشاورزی و شهری به هم خورده است. اگرچه با افزایش جمعیت و توسعه تکنولوژی متولیان مسائل شهری ناگزیر به تغییر کاربری بخشی از اراضی می‌شوند، اما در این بین رعایت ایجاد توازن در تغییر کاربری امری اجتناب ناپذیر به نظر می‌رسد. آنچه اهمیت دارد این است که هرکدام از این کاربری‌های شهری و کشاورزی نباید حیات دیگری را مورد تهدید قرار دهد. آمارهای غیررسمی نشان می‌دهد که هر ساله به طور متوسط حدود ۲۰ هزار هکتار از اراضی کشاورزی قربانی تغییر کاربری می‌شود که از این میزان تنها ۹ هزار هکتار دارای مجوز تغییر کاربری اراضی می‌باشد. از مهمترین دلایل تغییر کاربری اراضی کشاورزی، بالا بودن هزینه‌های تولید محصولات کشاورزی و درآمدزایی کم بخش کشاورزی در قیاس با دیگر فعالیت‌ها و به خصوص بخش خدمات و عدم ایجاد جاذبه و انگیزه کافی مادی و معنوی برای بهره‌برداران این بخش، تمایل آنها را به استمرار فعالیت‌های کشاورزی کاهش داده است. در این

شرایط کشاورزان با رها کردن زمین‌های خود و یا فروش آنها به دلان سودجو و یا صاحبان صنایع و به دنبال آن مهاجرت به شهرها، علاوه بر ایجاد معضلات شهری، به طور ناخواسته مقدمات تغییر کاربری اراضی را فراهم می‌آورند.

اثر دیگر تغییر کاربری اراضی کشاورزی افزایش بی‌ضابطه قیمت زمین‌های اطراف شهرها می‌باشد که این خود عامل مؤثری در تشویق دیگر کشاورزان برای فروش زمین‌هایشان تلقی می‌گردد. تبدیل زمین‌های کشاورزی به مسکونی و صنعتی یک فرآیند غیرقابل برگشت بوده و مسائل و مشکلات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی را به دنبال دارد. خروج اراضی مرغوب کشاورزی از چرخه تولید، زبانی است که به سهولت و در کوتاه‌مدت قابل جبران نیست، تولید خاک در کنترل و قدرت انسان نیست، اما حفاظت از آن در توان انسان امروز هست (نامجویان، ۱۳۸۵). بررسی‌ها نشان می‌دهد که شهرستان همدان نیز از این قاعده مستثنی نبوده و طی دهه‌های اخیر به علت رشد بالای جمعیت شهرنشین، ارزانی زمین کشاورزی، عدم حمایت از بخش کشاورزی، مشکلات ساختاری بخش کشاورزی، عدم هماهنگی و تعامل دستگاه‌های اجرایی و سازمان‌ها با وزارت جهاد کشاورزی، توجه بیشتر به بخش صنعت و توسعه شهری و رونق سوداگری زمین، بخش وسیعی از حاصلخیزترین اراضی کشاورزی شهرستان از چرخه تولید خارج گشته و به کاربری‌های متعدد تغییر یافته است. این امر نه تنها موجب به خطر افتادن امنیت غذایی بلکه منجر به فروپاشی نظام کشاورزی و مهاجرت گسترده روستائیان به شهرها و افزایش معضلات شهری شده است.

اعتبارات کشاورزی از انواع اعتبارات هدایت شده هستند که با هدف گسترش و رشد تولیدات کشاورزی به افراد اعطا می‌شوند. اعتبارات، برای توسعه ضروری‌اند و سرمایه مورد نیاز کشاورزان و کارآفرینان برای سرمایه‌گذاری‌های جدید و یا پذیرش فناوری‌های جدید را فراهم می‌سازند^۱ (خاندکر و فاروقی، ۲۰۰۳). از آنجا که بین تأمین نهاده‌های تولید و تولید محصول، فاصله زمانی وجود دارد، لذا نهاده‌ها باید از طریق اعتبارات رسمی یا غیررسمی تأمین مالی شوند^۲ (جین، ۲۰۱۰). افزایش دسترسی فقیران به اعتبارات، در سال‌های اخیر به عنوان ابزاری برای رشد بهره‌وری و استانداردهای زندگی، به تمرکز سیاستی عمده‌ای در کشورهای در حال توسعه تبدیل شده است^۳ (آزبورن، ۲۰۰۶). زیرا دسترسی، ناکافی به سرمایه، می‌تواند مدیران بنگاه‌های کوچک و غیررسمی را گرفتار تله فقر کند^۴ (میل و همکاران، ۲۰۰۷).

شواهد حاکی از آن است که بخش عمده‌ای از کشاورزانی که وام کشاورزی دریافت می‌کنند، آن را در زمینه‌های غیرکشاورزی از قبیل تأمین نیازهای مصرفی و معیشتی، مرمت و احداث ساختمان، پرداخت دیون و بدهی‌های قبلی، مسافرت، فعالیت‌های اقتصادی غیرکشاورزی و جز آن به مصرف می‌رسانند. به طور کلی خروج سرمایه از بخش کشاورزی ایران به زمان نظام ارباب رعیتی برمی‌گردد. بزرگ مالکان در بیرون از محیط روستا و در شهر زندگی می‌کردند. این مالکان غایب، غالباً دارای فعالیت‌های اقتصادی دیگری بودند و کشاورزی برایشان اهمیت ثانوی داشت (عمید، ۱۹۹۰). در حقیقت نقدی بودن وام‌ها سبب، ایجاد قابلیت جابه‌جایی و تبدیل‌پذیری آنها می‌شود. قابلیت جابه‌جایی اعتبارات کشاورزی، خود منجر به پدیده مخاطرات اخلاقی می‌شود. مخاطرات اخلاقی زمانی در بازارهای اعتبارات پدید می‌آیند که قرض‌کننده به انجام فعالیت‌هایی که از نظر وام‌دهنده نامطلوب به نظر می‌رسد، سوق یابد^۵ (سویینن و گو، ۱۹۹۹). با توجه به اینکه تسهیلات بانک کشاورزی تخصیص یافته به بهره‌برداران، نقش مهمی در شکوفایی کشاورزی دارد، بررسی دیدگاه‌ها و نگرش بهره‌بردارانی که اقدام به دریافت وام کشاورزی کرده‌اند در خصوص مؤلفه‌های مؤثر بر استفاده بهینه

تولیدی از تسهیلات مذکور، بسیار ضروری خواهد بود. اهمیت این نوع پژوهش در ایران دو چندان است، چرا که مطالعات داخلی مرتبط با مقوله اعتبارات، بیشتر به بررسی میزان استفاده کشاورزان از اعتبارات پرداخته و عوامل مؤثر بر هدایت صحیح اعتبارات کشاورزی در مسیر تولید را مورد بررسی و آزمون قرار نداده‌اند. در طرح مسئله تحقیق، می‌توان سؤال زیر را برای این پژوهش مطرح کرد که اعطای وام‌های سرمایه‌ای بانک کشاورزی چقدر می‌تواند تغییر کاربری اراضی کشاورزی شهرستان همدان را تحت تأثیر قرار دهد؟ فرضیه تحقیق این است که به نظر می‌رسد که عوامل اقتصادی بیش از سایر عوامل در تغییر کاربری اراضی کشاورزی شهرستان همدان نقش داشته است. از این رو هدف اصلی این مطالعه، تحلیل عوامل مؤثر بر نحوه هزینه‌کرد تسهیلات بانک کشاورزی

^۱ . (Khandker and Faruquee, 2003)

^۲ . (Gine, 2010)

^۳ . (Osborne, 2006)

^۴ . (Mel et al, 2007)

^۵ . (Swinen and Gow, 1999)

از سوی کشاورزان و تعیین چالش‌ها و راهکارهای مربوط به نقش تسهیلات سرمایه‌ای بانک کشاورزی در تغییر کاربری اراضی زراعی می‌باشد.

۲- پیشینه تحقیق

جدول ۱- مروری بر مطالعات انجام شده

پژوهشگر (مؤسسه)	سال	عنوان پژوهش	نتایج پژوهش
مرادی	۱۳۸۱	کاربری اراضی شهر مشهد در ارتباط با توریسم مذهبی طی سال‌های ۱۳۷۰-۱۳۸۰	کاربری گردشگری نقش مهمی در تغییر کاربری اراضی شهر مشهد داشته است و موجب خسارت‌های جبران ناپذیر بر اراضی مستعد کشاورزی شده است.
مطیعی لنگرودی و همکاران	۱۳۹۱	بررسی اثرات اقتصادی تغییر کاربری اراضی کشاورزی در نواحی روستایی، نمونه موردی دهستان لیچارگی حسن رود بندر انزلی	تغییر نظام معیشتی و تغییر کاربری اراضی در حال افزایش است، همچنین تغییر کاربری‌ها بر اثر گردشگری پیامدهای منفی مثل افزایش کاذب قیمت‌ها، افزایش هزینه زندگی و وابستگی اقتصاد روستا به گردشگری را موجب شده ولی اثرات مثبتی چون افزایش درآمد، اشتغال‌زایی برای جوانان را هم به دنبال داشته است.
خاکپور، ولایتی و کیانژاد	۱۳۸۶	الگوی تغییر کاربری اراضی شهر بابل طی سال‌های ۱۳۸۷-۱۳۶۲	عدم تناسب میان ارزش افزوده حاصل از فعالیت‌های زراعی و باغی با ارزش ایجاد شده از فروش زمین سبب شده تا بسیاری از کشاورزان و باغداران به فروش و یا تفکیک این اراضی اقدام کنند.
کلالی مقدم	۱۳۸۴	تحلیل فضایی مکانی تغییرات کاربری اراضی کشاورزی در حاشیه کلان‌شهر مشهد طی سال‌های ۱۳۸۳-۱۳۶۶	طی دوره مذکور ۱۵۵۰۰ هکتار از بهترین اراضی کشاورزی حاشیه شهر مشهد از چرخه تولید خارج گشته و به کاربری‌های شهری تبدیل شده است که بخشی بی‌برنامه و غیرقانونی و بخشی با برنامه و قانونی و لیکن نسنجیده بوده است.
نجفی مبارکی و رحمانی	۱۳۷۹	تغییرات کاربری اراضی زراعی بخش سنگر شهرستان رشت	کاهش درآمد حاصل از بخش کشاورزی و وجود شهر صنعتی و سیاست‌ها و تصمیم‌گیری‌های دولت را به عنوان دلایل تغییر کاربری برشمرده‌اند.

مروری بر مطالعات انجام شده جدول (۱) نشان داد که بیشترین دلیل تغییر کاربری اراضی زراعی، مشکلات معیشتی و اقتصادی روستاییان بوده است که دریافت تسهیلات سرمایه‌ای بانک کشاورزی که بازپرداخت آن طولانی مدت (۲ تا ۱۰ سال یا بیشتر) می‌باشد می‌تواند بسیاری از مشکلات روستاییان را مرتفع نموده و از فروش زمین‌های زراعی و بالطبع از تغییر کاربری آنها جلوگیری نماید.

۳- چارچوب نظری تحقیق

به طور کلی می‌توان عوامل ذیل را در نحوه مصرف تسهیلات اعطایی بانک کشاورزی و هدایت صحیح این تسهیلات در جهت جلوگیری از تغییر کاربری اراضی زراعی مؤثر دانست:

۳-۱- درآمدزایی فعالیت کشاورزی

هر چه سوددهی فعالیت تولیدی در اثر دسترسی به بازار، دسترسی به موقع به نهاده‌ها، دسترسی به خدمات ترویجی و آموزشی بیشتر باشد، گیرنده وام کشاورزی، رضایت بیشتری از تولید پیدا می‌کند، که این خود انگیزه مضاعفی را برای مصرف وام در فعالیت‌های تولیدی فراهم می‌آورد.

۳-۲- فاصله با شهر

این متغیر نیز اثر دوگانه‌ای بر متغیر وابسته تحقیق، بر جای می‌گذارد. هر چه دسترسی تولیدکننده به شهر بیشتر و فاصله روستا با شهر کمتر باشد، امکان تأمین نهاده‌ها و نیز عرضه به موقع تولیدات به بازارهای شهری بیشتر می‌شود و لذا بهره‌بردار، انگیزه بیشتری برای تولید می‌یابد. از سوی دیگر، تقویت ارتباط بین بهره‌برداران به ویژه کشاورزان خرده پا با سلف‌خران، دلالان و واسطه‌های شهری می‌تواند به استثمار هر چه بیشتر آنان بینجامد. مشاهدات حاکی از آن است که واسطه‌های شهری که معمولاً دارای قدرت نفوذ بر کشاورزان خرده پا هستند، با کشاورزان فقیر هماهنگی می‌کنند و وام‌های کشاورزی را که دارای شرایط خوبی هستند با دادن مبلغی به عنوان هدیه و ... به دهقانان، به دست می‌آورند و آن را وارد بازارهای واسطه‌گری شهری می‌کنند.

۳-۳- سطح تجربه

هر چه تجربه فرد در انجام فعالیت کشاورزی بیشتر باشد، امکان استفاده اقتصادی و سودده، از اعتبارات در بخش کشاورزی افزایش می‌یابد. از آنجا که غالب کشاورزان کشور از خردسالی مشغول کشاورزی می‌شوند، لذا متغیر سن می‌تواند نمایانگر سطح تجربه هم باشد.

۳-۴- سطح زیر کشت

بررسی‌ها نشان می‌دهد که بالاتر بودن سطح زیر کشت، زمینه مناسبی را برای تخصیص بهینه سرمایه و استفاده کارآمد از آن در مزرعه فراهم می‌سازد. از آنجا که مزارع بزرگ، به دلیل استفاده بهینه از فناوری و دانش تخصصی، دارای درآمدهای بیشتری هستند، لذا با افزایش سطح زیر کشت، وام گیرنده، رغبت بیشتری به استفاده مولد از وام‌های کشاورزی خواهد داشت. البته از آنجا که معمولاً نوع کشت در مزارع وسیع یکدست و دارای تنوع کمتری است، خسارت‌های طبیعی می‌توانند به آفت ناگهانی درآمد منجر شوند. بنابراین متغیر سطح زیر کشت نیز اثر دوگانه‌ای می‌تواند داشته باشد.

۳-۵- درآمد خارج از مزرعه

هر چند وجود مشاغل غیرکشاورزی و چند شغلی روستایی موضوع جدید و مفیدی در اشتغال‌زایی روستایی و در عین حال، افزایش بهره‌وری کشاورزی است و سبب افزایش درآمد کل کشاورزی و افزایش احتمال بازپرداخت وام می‌شود، ولی از سوی دیگر، احتمال هدایت اعتبارات کشاورزی به کارهای غیرتولیدی را افزایش می‌دهد. به خصوص در شرایطی که فعالیت کشاورزی، سود چندانی برای فرد نداشته باشد، اعطای اعتبارات می‌تواند از گذار شغلی بهره‌بردار از کشاورزی به مشاغل غیرکشاورزی، حمایت کند.

۳-۶- مبلغ وام

به نظر می‌رسد چنانچه میزان تسهیلات کمتر از حد لازم برای سرمایه‌گذاری تولیدی باشد، یا کشاورزان محروم و کم منبع علاقه و توان لازم برای سرمایه‌گذاری تولیدی را نداشته باشند و از سوی دیگر چنانچه میزان وام، بیش از ظرفیت اشتغال‌زایی بهره‌بردار باشد، وی حاضر به صرف تمامی مبلغ وام در فعالیت پر ریسک کشاورزی نخواهد بود. بنابراین ممکن است اعتباراتی که فراتر از توان و ظرفیت بهره‌برداری هستند، از بخش تولید که دارای ریسک فراوانی است، خارج گردد.

۳-۷- نرخ کارمزد

نرخ کارمزد، درصدی از اعتبار دریافتی است که زارع باید علاوه بر اصل وام، آن را نیز به بانک پرداخت کند. ارتباط بین این متغیر با متغیر وابسته تحقیق باید مورد آزمون قرار گیرد.

۳-۸- نوع وام

همان‌طور که نتایج مطالعه‌های دیگر نشان داد، نوع وام (سرمایه‌ای و جاری) در میزان استفاده تولیدی از اعتبارات کشاورزی مؤثر است. به طور کلی، تسهیلات بانکی بر حسب کارکردشان به دو گروه عمده تقسیم می‌شوند.

۳-۸-۱- تسهیلات جاری

این تسهیلات به منظور رفع نیاز واحدهای تولیدی کوچک به سرمایه در گردش و یاری به روستاییان در جهت تأمین هزینه‌های تولیدی مورد نیاز ایشان و با هدف فعال سازی واحدهای تولیدی اعطا می‌شوند. این اعتبارات به صورت کوتاه مدت پرداخت می‌شوند و در مدت کمتر از دو سال بازپرداخت می‌شوند.

۳-۸-۲- تسهیلات سرمایه ای

این تسهیلات با هدف ایجاد ظرفیت‌های جدید، حفظ و توسعه ظرفیت‌های فعلی و انجام سایر امور زیربنایی در بخش کشاورزی پرداخت می‌شوند که اغلب به صورت تسهیلات میان مدت و بلند مدت ارائه می‌گردند و زمان بازپرداخت آنها بین ۲ تا ۱۰ سال و یا بیشتر است.

۳-۹- نظارت مستمر بانک بر نحوه مصرف اعتبارات

ارتباط مثبتی بین این متغیر و میزان استفاده تولیدی از وام وجود دارد (بخشی، ۱۳۷۸).

۴- روش شناسی تحقیق

۴-۱- قلمرو جغرافیایی تحقیق

شهرستان همدان در ناحیه میانی استان و در گستره‌ای به مساحت ۴۰۸۴ کیلومتر مربع معادل ۲۱ درصد از مساحت استان را تشکیل می‌دهد این شهرستان در محدوده مدار ۴۸ درجه و ۳۵ دقیقه طول شرقی و ۳۴ درجه و ۵۲ دقیقه عرض شمالی از نصف-النهار گرینویچ واقع شده است. این شهرستان بر اساس آخرین تقسیمات کشوری، مشتمل بر دو بخش (مرکزی و شرق) ۹ دهستان و ۴ شهر (همدان، مریانج، قهاوند و جورقان) و ۱۱۸ روستا می‌باشد که با ۶۵۱۸۲۱ نفر جمعیت ۳۷ درصد جمعیت استان را به خود اختصاص داده است که از این تعداد ۵۴۸۳۷۸ نفر جمعیت شهرنشین و ۱۰۳۴۴۳ نفر در روستاها سکونت دارند. شهرستان همدان از نظر طبیعی در یک منطقه کوهستانی واقع شده است. سلسله جبال الوند در جنوب این شهرستان قرار گرفته و ارتفاع بلندترین قله آن از سطح دریا ۳۵۷۴ متر می‌باشد. کشاورزی و دامداری اساس اقتصاد زندگی مردمان شهرستان همدان را تشکیل می‌دهد. این شهرستان به لحاظ وضعیت کشاورزی از جمله سطح زیرکشت و تولید محصولات زراعی و باغی در جایگاه‌های برتر میان سایر شهرستان‌های استان همدان قرار دارد و قطب کشاورزی محسوب می‌شود (فرمانداری شهرستان همدان، ۱۳۹۵).



شکل ۱- موقعیت نسبی شهرستان همدان (منبع: فرمانداری شهرستان همدان، ۱۳۹۵)

۴-۲- روش تحقیق

تحقیق حاضر ماهیت توصیفی تحلیلی دارد روش تحقیق در این مطالعه از لحاظ هدف، کاربردی است. برای گردآوری اطلاعات از مطالعات کتابخانه‌ای و پیمایش میدانی در محدوده مطالعاتی استفاده شده است. جامعه آماری تحقیق حاضر شامل ۳۰۰ نفر (N=300) است که با استفاده از جدول نمونه‌گیری مورگان، نمونه آماری ۱۵۰ نفر تعیین گردید که با استفاده از روش نمونه‌گیری طبقه‌ای انتخاب شدند. ابزار اصلی تحقیق برای جمع‌آوری اطلاعات، پرسشنامه بود که با مصاحبه با متخصصان و کارشناسان و با توجه به هدف تحقیق طراحی و تدوین شد. برای تعیین روایی پرسشنامه از نظرهای متخصصان و کارشناسان استفاده شد که پس از اعمال نظرهای اصلاحی آنها، پرسشنامه نهایی تهیه گردید. پایایی ابزار تحقیق با استفاده از آزمون آلفای کرونباخ ۰/۸۳ به دست آمد که نشان دهنده پایایی مناسب آن است. برای تجزیه و تحلیل داده‌های به دست آمده از پرسشنامه از نرم افزار SPSS16 استفاده شد که از روش‌های آمار توصیفی (مد، میانگی، انحراف معیار، بیشینه، کمینه) و تحلیل عاملی استفاده گردیده است.

۵- یافته‌ها

برای شناسایی عوامل موثر در تغییر کاربری اراضی زراعی شهرستان همدان، تمامی متغیرها وارد آزمون شدند برای تحلیل عاملی از روش مولفه‌های اصلی با استفاده از چرخش متعامد و نوع واریماکس استفاده شد. در نهایت، بهترین مدل با 9 عامل استخراج گردید. متغیرهای مرتبط با تغییر کاربری اراضی براساس مقدار ویژه در 9 عامل، طبقه‌بندی شدند مقدار ویژه بیانگر سهم هر عامل از کل واریانس متغیرها است و هرچه مقدار آن بیشتر باشد، نشان‌دهنده اهمیت و تأثیر بیشتر آن عامل است. به طوری که این عوامل توانستند ۶۱/۷۰۴٪ از واریانس کل تغییر کاربری اراضی را تبیین نمایند (جدول ۲).

جدول ۲- عوامل استخراج شده، مقدار ویژه، درصد واریانس و درصد تجمعی واریانس آنها بعد از چرخش

ردیف	نام عامل	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد تجمعی واریانس
عامل اول	عدم حمایت دولت	۵/۶۲۱	۱۲/۷۲۷	۱۲/۷۲۷
عامل دوم	اقتصادی	۵/۱۵۲	۱۱/۵۵۱	۲۴/۱۴۵
عامل سوم	جغرافیایی	۴/۰۱۲	۸/۳۶۱	۳۲/۳۸۵
عامل چهارم	سیاستگذاری و برنامه‌ریزی	۳/۲۷۴	۷/۲۲۰	۳۹/۳۷۲
عامل پنجم	اجتماعی	۳/۱۱۳	۷/۱۲۱	۴۵/۸۲۱
عامل ششم	روان‌شناختی	۲/۱۲۹	۴/۳۲۶	۵۱/۱۸۹
عامل هفتم	مهاجرت	۱/۹۸۷	۴/۱۰۹	۵۷/۸۳۲
عامل هشتم	نبود بازار مناسب محصول	۱/۵۵۱	۳/۲۸۷	۶۰/۶۳۱
عامل نهم	عدم دسترسی به نهاده‌ها	۱/۴۹۵	۳/۰۰۲	۶۵/۶۸۷

۶- نتیجه‌گیری و پیشنهادات

مهمترین مولفه موثر در تغییر کاربری اراضی کشاورزی در جدول (۲) نشان داده شده است اولین عامل با در برگرفتن چهار متغیر ۱۲/۷۲۷٪ از واریانس کل را تبیین می‌کند با توجه به متغیرهای بار شده این عامل، عامل عدم حمایت دولت نام گرفت. عامل دوم نیز با در برگرفتن سه متغیر، عامل اقتصادی نام گرفت که این بیش از ۱۱/۵٪ از واریانس کل را تبیین می‌کند. عامل سوم با در برگرفتن سه متغیر، عامل جغرافیایی نام‌گذاری شد. این سه عامل، با تبیین بیش از ۳۲/۵٪ از واریانس کل، در گروه مهمترین عوامل موثر بر تغییر کاربری جای دارند. چهارمین عامل با در برداشتن بیش از ۷٪ از واریانس، از یک متغیر تشکیل شده است که این عامل سیاستگذاری و برنامه‌ریزی نام دارد. پنجمین عامل با عنوان عامل اجتماعی است با بیش از ۷٪ از تبیین واریانس که در برگیرنده دو متغیر است. ششمین عامل که بیش از ۴٪ از واریانس را تبیین نمود متشکل از سه متغیر است که عامل روان-شناختی نام‌گذاری شد. هفتمین عامل با در برگرفتن یک متغیر با بیش از ۴٪ از واریانس عامل مهاجرت نام گرفت. کم اهمیت‌ترین مولفه‌های موثر در تغییر کاربری اراضی عامل نبود بازار مناسب محصول و عامل عدم دسترسی به نهاده‌ها نام‌گذاری شدند. هر کدام از این دو عامل در حدود ۳٪ از واریانس کل را تبیین نمودند. متغیرهای بارگذاری شده و بار عاملی هر متغیر در جدول (۳) نشان داده شدند.

جدول ۳ - متغیرهای مربوط به هریک از عامل‌ها، میزان ضرایب به دست آمده از ماتریس دوران یافته

عامل	متغیرها	بار عاملی
عدم حمایت دولت	اجبار از سوی دولت	۰/۷۳۳
	پرداخت دیرتر از موعد مطالبات	۰/۷۲۱
	نبود خرید تضمینی برای بعضی محصولات	۰/۶۹۷
	عدم اعطای تسهیلات مناسب	۰/۶۲۱
اقتصادی	به منظور به دست آوردن شغل بهتر	۰/۸۱۲
	به منظور افزایش درآمد	۰/۷۱۲
	به دست آوردن شرایط زندگی مرفه‌تر	۰/۶۸۱
جغرافیایی	نزدیکی به شهر	۰/۸۳۱

عامل	متغیرها	بار عاملی
	نزدیکی به راه‌های ارتباطی دسترسی به راه‌آهن	۰/۷۴۱ ۰/۵۹۱
سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی	پایین بودن قیمت محصولات کشاورزی تولیدی	۰/۶۲۵
اجتماعی	کسب احترام اجتماعی نزدیکی به مراکز کار و فعالیت	۰/۶۸۲ ۰/۵۹۱
روان‌شناختی	علاقه نداشتن به شغل کشاورزی نداشتن دسترسی به علم روز کشاورزی پایین دانستن جایگاه شغل کشاورزی	۰/۷۵۴ ۰/۷۱۱ ۰/۵۸۷
مهاجرت	مهاجرت از روستا به شهر	۰/۶۹۱
نبود بازار مناسب محصول	واسطه‌گری دلالتان سود کم عدم فروش محصول	۰/۷۲۳ ۰/۷۱۰ ۰/۶۳۵
عدم دسترسی به نهاده‌ها	دسترسی نداشتن به کود دسترسی نداشتن به سم دسترسی نداشتن به بذور اصلاح شده	۰/۹۲۵ ۰/۸۱۷ ۰/۵۷۸

نتایج تحقیق نشان داد که عدم حمایت دولت از جمله اجبار از سوی دولت، پرداخت دیرتر از موعد مطالبات، نبود خرید تضمینی برای بعضی محصولات و عدم اعطای تسهیلات مناسب به عنوان اولین و مهمترین مولفه تأثیرگذار بر تغییر کاربری اراضی هستند. به نظر می‌رسد توجه به رفع مشکلات کشاورزان در این زمینه می‌تواند تأثیر بسزایی در جلوگیری از روند تغییر کاربری داشته باشد. برخلاف بسیاری از تحلیل‌ها که سودجویی به عنوان مهمترین عامل در تغییر کاربری اراضی کشاورزی است، می‌توان براساس نتیجه تحقیق حاضر، عدم حمایت دولت از بخش کشاورزی را عاملی دانست که کشاورزان را به تغییر کاربری اراضی سوق می‌دهد. دومین عامل مهم تأثیرگذار در تغییر کاربری، عامل اقتصادی است. قابلیت درآمدزایی و سودآوری پایین فعالیت کشاورزی در بسیاری از موارد قابل انکار نیست، به طوری که بسیاری از مواقع باعث ترغیب افراد در جهت فعالیت در سایر حوزه‌ها شده است. از سوی دیگر پایین بودن قیمت محصولات کشاورزی، پایین دانستن جایگاه شغل کشاورزی از نظر اکثر کشاورزان، مهاجرت، نبود بازار مناسب برای محصولات کشاورزی و بالابودن قیمت نهاده‌های تولید، دلایل قانع کننده‌ای برای کشاورزان در جهت تغییر مسیر فعالیت تولیدی و در نهایت تغییر کاربری اراضی زراعی است که توسط تحقیقات بسیاری از محققان به اثبات رسیده است. بنابراین می‌توان گفت وام‌های اعطایی، به خصوص با توجه به وضعیت اقتصادی نامناسب تولید کشاورزان، در حدی باشند که بتوانند حمایت مالی کافی از کشاورز به منظور جلوگیری از تغییر کاربری اراضی زراعی وی را به عمل آورند در همین زمینه، افزایش سهم وام‌های سرمایه‌ای که قابلیت جابه‌جایی اندکی دارند نیز می‌تواند در کاهش تغییر کاربری اراضی زراعی و ایجاد ظرفیت‌های تولیدی جدید مؤثر باشد. البته با عنایت به خردی قطعات زمین، پیشنهاد می‌شود وام‌های زراعی یا باغی سرمایه‌ای با مبالغ زیاد، صرفاً به کشاورزانی اعطا شود که زمینه لازم برای استفاده مؤثر از آنها و توسعه ظرفیت‌های خود را دارند. به عبارت دیگر، یکی از مهمترین مواردی که در بررسی صلاحیت متقاضیان این نوع وام‌ها باید مورد توجه قرار گیرد، آن است که آیا فرد امکان توسعه ظرفیت تولیدی خود را با استفاده از وام سرمایه‌ای دارد یا اینکه این وام را در مصارف غیر کشاورزی به مصرف می‌رساند البته این توصیه به مفهوم غفلت از کشاورزان خرده پا (که اغلب بهره برداران کشور را تشکیل می‌دهند) نیست. بلکه هم‌سو با گسترش عدالت و فقرزدایی، باید توجه ویژه‌ای به آنها در زمینه اعطای اعتبارات کشاورزی شود. البته اعطای اعتبارات در صورتی می‌تواند موفق باشد که فضای مناسبی برای استفاده بهره‌ور از آنها ایجاد شود که به نوبه خود در گرو عواملی همچون ارائه مؤثر آموزش‌های مرتبط با وام کشاورزی، فراهم آوردن خدمات و نهاده‌های مورد نیاز برای وام‌گیرندگان، بهبود سوددهی فعالیت‌های تولیدی و مانند اینهاست. همچنین توصیه می‌شود با توجه به هزینه‌های بالا و سوددهی اندک کشاورزی و به منظور کاهش فشار مالی و روانی بر کشاورز در حین بازپرداخت وام، نرخ سود وام‌های مذکور، کاهش یابد. از سوی دیگر، به دلیل تأثیر بسیار مثبت نظارت‌های پس از اعطای وام کشاورزی بر هدایت وام‌های کشاورزی به مسیر تولید و با توجه به قرار داشتن میزان نظارت بر وام‌های ارائه شده در سطح بسیار

پایین، پیشنهاد می‌گردد تا کارشناسان بانک کشاورزی، پس از اعطای وام، نظارت‌های دقیق‌تر، واقعی‌تر و بیشتری بر نحوه استفاده از تسهیلات اعمال کنند. البته مسلماً نمی‌توان فقط با افزایش نظارت و وضع سازوکارهای ارزیابی دقیق، مانع از وقوع انحراف در مسیر استفاده از تسهیلات سرمایه‌ای شد. لذا پیشنهاد می‌شود با تقویت تشکلهای روستایی، خدمات و نهادهای مورد نیاز وام را به موقع و با طی کمترین فاصله ممکن، برای کشاورزان تأمین کرد. این موضوع به نوبه خود سبب کاهش خروج پول از روستا و سرازیر شدن آن به نواحی شهری شده است و زمینه لازم برای شکوفایی اقتصاد روستایی و جلوگیری از تغییر کاربری اراضی زراعی را فراهم می‌سازد. با توجه به کمتر بودن مخاطرات اخلاقی وام‌های سرمایه‌ای نیز پیشنهاد می‌شود تا حد امکان، سهم این وام‌ها از کل اعتبارات کشاورزی افزایش یابد.

منابع

۱. اعتماد گ. ۱۳۷۸. توسعه شهری و کاربری بهینه زمین. مجموعه مقالات همایش زمین و توسعه شهری، تهران، انتشارات مرکز تحقیقات ساختمان و مسکن.
۲. بخشی م. ر. ۱۳۷۸. شناسایی و تعیین نقش عوامل مؤثر بر عملکرد بازپرداخت اعتبارات کشاورزی (مطالعه موردی: شهرستان بیرجند). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، گروه اقتصاد کشاورزی دانشگاه تهران.
۳. خاکپور ب، ولایتی س، و کیانژاد ق. ۱۳۸۶. الگوی تغییر کاربری اراضی شهر بابل طی سال‌های ۱۳۸۷-۱۳۶۲. مجله جغرافیا و توسعه منطقه‌ای، ۵(۹): ۶۴-۴۵.
۴. عمید ج. ۱۹۹۰، کشاورزی، فقر و اصلاحات ارضی در ایران. (ترجمه) امینی‌نژاد، س ر، تهران: انتشارات نی.
۵. کلالی‌مقدم ژ. ۱۳۸۴. تحلیل فضایی - مکانی تغییرات کاربری اراضی کشاورزی و منابع طبیعی حاشیه شهر مشهد طی سال‌های ۱۳۸۳-۱۳۶۶. مشهد، ستاد ساماندهی حاشیه شهر مشهد.
۶. مرادی. ۱۳۸۱. کاربری اراضی شهر مشهد در ارتباط با توریسم مذهبی طی سال‌های ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۰. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید بهشتی تهران.
۷. مطیعی لنگرودی س. ح، رضوانی م. ر، و کاتب ازگمی، ز. ۱۳۹۱. بررسی اثرات اقتصادی تغییر کاربری اراضی کشاورزی در نواحی روستایی، مطالعه موردی دهستان لیچارکی حسن رود بندرانزلی. مجله پژوهش و برنامه ریزی روستایی، ۱ (۱): ۲۳-۱.
۸. نامجویان ش. ۱۳۸۵. حفظ اراضی زراعی و باغی. مجله کشاورزی و غذا، ۵ (۴۱): ۵-۱.
۹. نجفی‌مبارکی، ز. تغییرات کاربری اراضی زراعی بخش سنگر رشت. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید بهشتی تهران.
10. Giné X. 2010. Access to Capital in Rural Thailand: An Estimated Model of Formal vs. Informal Credit., J. Dev. Econ., doi: 10.1016/j.jdeveco.2010.07.001.
11. Khandker S.R, and Faruquee R.R. 2003. The Impact of Farm Credit in Pakistan. Agricultural Economics, 28: 197-213.
12. Mel S.D, McKenzie D, and Woodruff C. 2007. Returns to Capital in Micro Enterprises: Evidence from a Field Experiment. World Bank Policy Research Working, 423 P.
13. Osborne T. 2006. Credit and Risk in Rural Developing Economies. Journal of Economic Dynamics & Control 30: 541 - 568.
14. Swinnen J.F.M, and Gow, H.R. 1999, Agricultural Credit Problems and Policies During; The Transition to a Market Economy in Central and Eastern Europe. Food Policy, 24: 4-21

اقدامات کاهش دهنده اثرات ناشی از کاربرد کود نیتروژن

فاطمه حمید^۱، مسعود یزدان پناه^۲، مسعود برادران^۳، بیژن خلیل مقدم^۴، حسین آزادی^۵

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه ترویج و آموزش کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
fateme.hamid72@gmail.com

۲-دانشیار گروه ترویج و آموزش کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان yazdanm@ramin.ac.ir

۳-دانشیار گروه ترویج و آموزش کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان.

۴-دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان.

۵-هیات علمی گروه جغرافیا، دانشگاه گنت بلژیک.

چکیده

استفاده گسترده از کود نیتروژن در سیستم‌های کشاورزی یکی از دلایل تولید کافی محصولات جهت حفظ تامین تقاضای مواد غذایی مرتبط با جمعیت انسانی در حال رشد می‌باشد. از اینرو سالانه حدود ۸۵ تا ۹۰ میلیون تن انواع کودهای نیتروژن به خاک اضافه می‌شوند. اما کاربرد ناکارآمد آن می‌تواند سبب اثرات منفی بر سلامت بشر، همچنین اثرات زیست محیطی و اجتماعی به همراه داشته باشد؛ مهمترین مسئله‌ی زیست محیطی کود نیتروژن تبدیل آن به نیترواکسید (N_2O) به عنوان یک گاز گلخانه‌ای قوی است. نیترو اکسید عامل قدرتمندی در گرم شدن کره‌ی زمین است. بنابراین محدود کردن انتشار نیترو اکسید از خاک های کشاورزی ممکن است توسط بهبود مدیریت کود به دست آید و هدف مدیریت کود فراهم کردن نیتروژن به اندازه‌ی کافی برای گیاهان و به حداکثر رساندن رشد زراعی و بازده محصول است. در این مقاله که به روش کتابخانه‌ای تهیه شده است، تلاش شده است ضمن بررسی اثرات کاربرد کود نیتروژن و تاثیر انسان بر چرخه‌ی جهانی نیتروژن، جریان انتشار نیترواکسید در کشاورزی را بیان نموده و همچنین اقدامات کاهش دهنده‌ی کاربرد کود نیتروژن نیز مورد بررسی قرار گیرد.

کلمات کلیدی: نیتروژن، کود معدنی، گازهای گلخانه‌ای، گاز نیترواکسید.

مقدمه

برآوردهای فعلی نشان می‌دهد، حیات ۵۰ درصد از جمعیت فعلی انسان‌ها بستگی به افزودن کودهای معدنی به کشاورزی دارد (لیپ و همکاران، ۲۰۱۱) و از آن برای حفظ و افزایش عملکرد محصولات که یکی از ویژگی‌های فراگیر و اساسی مدیریت مدرن کشاورزیست، استفاده می‌شود (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹). به عبارت دیگر استفاده گسترده از کود نیتروژن در سیستم‌های کشاورزی یکی از دلایل تولید کافی محصولات جهت تامین تقاضای مواد غذایی مرتبط با جمعیت انسانی است که به سرعت در حال رشد است (موزیر و همکاران، ۲۰۰۱؛ استوارت و همکاران، ۲۰۱۴؛ فریمن و اومیتی، ۲۰۰۳؛ لدها و همکاران، ۲۰۱۱). از اینرو سالانه حدود ۸۵ تا ۹۰ میلیون تن انواع کودهای نیتروژن به خاک اضافه می‌شوند (داوبرسه و همکاران، ۲۰۱۰). با توجه به اینکه نیتروژن ماده‌ی مغذی مورد نیاز گیاهان در مقادیر زیاد است (المصری و کالوراچچی، ۲۰۰۴؛ ستارک و ریچاردز، ۲۰۰۸؛ بودیرسکی و همکاران، ۲۰۱۴) و در سیستم‌های کشاورزی هیچ چیزی مهمتر از نیتروژن نیست، اما با این حال افزودن این مواد مغذی به کشاورزی با عواقب قابل توجهی برای کیفیت محیط زیست و همچنین رفاه بشر همراه است (لیپ و همکاران، ۲۰۱۱). به طوری که آلودگی‌های حاصل از کاربرد کود نیتروژن یکی از مهمترین مسائل زیست محیطی قرن بیست و یکم است (کانتر، ۲۰۱۸). لذا نگرانی‌های جدی در مورد اثرات منفی ناشی از کاربرد آن وجود دارد. به عبارت دیگر کاربرد ناکارآمد آن می‌تواند سبب اثرات منفی بر سلامت بشر، محیط زیست و اجتماعی به همراه داشته باشد (داوبرسه و همکاران، ۲۰۱۰؛ استوارت و همکاران، ۲۰۱۴). برای مثال، در حوزه‌ی زیست محیطی، نیتروژن منتشره از کشاورزی به میزان قابل توجهی در ایجاد تغییرات آب و هوایی نقش دارد و

انتشار آن می‌تواند تلاش‌های سیستم‌های کشاورزی در جهت کاهش تغییرات اقلیم توسط تثبیت دی اکسید کربن یا فراهم کردن منابع انرژی جایگزین را ختشی کند. کود نیتروژن به نیترواکسید که یک گاز گلخانه‌ای است تبدیل می‌شود که عامل قدرتمندی در گرم شدن کره‌ی زمین است (استوارت و همکاران، ۲۰۱۴؛ رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹). نیتروژن از منابع مختلفی همچون تصفیه فاضلاب، احتراق سوخت‌های فسیلی (کانتر، ۲۰۱۸)، فرآیندهای صنعتی (سچلیسینگر، ۲۰۰۹)، بقایای محصولات (لسچن و همکاران، ۲۰۱۱) و دام‌ها (که فقط ۲۰ درصد از نیتروژن مصرف شده آن‌ها به صورت کارآمد مصرف می‌شود، در حالی که ۸۰ درصد باقی مانده ی آن از جسم دام‌ها در قالب کود و ادرار دفع می‌شود) نیز منتشر می‌شود (ستارک و ریچاردز، ۲۰۰۸؛ اندرسون و همکاران، ۲۰۰۳؛ بوجیسمان و همکاران، ۱۹۸۷). علاوه بر این جنگل زدایی، تغییرات اقلیم همچون تغییر در درجه حرارت و رطوبت خاک، کودهای حیوانی و تثبیت بیولوژیکی ازت، نیز باعث انتشار نیتروژن و وارد شدن آن به خاک می‌شوند (موزیر، ۱۹۹۴) اما این مورد قابل توجه است که در بین این عوامل ذکر شده، استفاده از کودهای مصنوعی نیتروژن به میزان بیش از چهار برابر سوزاندن تمام سوخت‌های فسیلی، نیتروژن به خاک وارد می‌کند (سمیل، ۱۹۹۹؛ کانتر، ۲۰۱۸). بنابراین آلودگی ناشی از فعالیتهای فشرده کشاورزی یک مسئله مهم زیست محیطی محسوب می‌گردد (مک گریگور و ویرین، ۲۰۱۵). یکی از اثرات منفی خطرناک کاربرد نیتروژن تولید گاز گلخانه‌ای توسط این عنصر شیمیایی می‌باشد نیترواکسید در ابتدا (در درجه اول) از فرآیندهای میکروبی از نیتروژنیکاسیون و دنیتروژنیکاسیون در خاک حاصل می‌شود (موسیر، ۱۹۹۴؛ میلر و همکاران، ۲۰۱۰). دنیتروژنیکاسیون کاهش بیولوژیکی یا شیمیایی رسوب نیتريت یا نیترات است که به طور عمده در شرایط هوازی و در نتیجه تولید گازهای نیتروژن (N₂ و N₂O) است. در حالی که نیتروژنیکاسیون یک فرآیند نسبتاً ثابت در سراسر اکوسیستم است (ستارک و ریچاردز، ۲۰۰۸). دنیتروژنیکاسیون علاوه بر اینکه بیشترین مقدار نیتروژن را به نیتروژن غیر فعال تبدیل می‌کند، بلکه همچنین همراه آن به تولید گازهای گلخانه‌ای و مواد تضعیف کننده‌ی ازن ناشی از نیترواکسید منتهی می‌شود (بودیرسکی و همکاران، ۲۰۱۴؛ درای و همکاران، ۲۰۰۶؛ هوبن و همکاران، ۲۰۱۱). عواملی که نیتروژنیکاسیون و دنیتروژنیکاسیون را تعدیل می‌کنند شامل: دما، رطوبت، مقدار کربن آلی که مورد استفاده قرار می‌گیرد، همچنین در دسترس بودن اکسیژن خاک، غلظت نیترات (NO₃) و آمونیاک (NH₄)، PH خاک، و نسبت نیترواکسید به نیتروژن می‌باشد (بومن، ۱۹۹۶؛ نوآ و تیچیدا، ۲۰۰۶). نیترواکسید واکنشی در تروپوسفر نیست، اما اشعه‌ی فرورسرخ خروجی از زمین را جذب می‌کند و به عنوان یک گاز گلخانه‌ای قوی عمل می‌کند (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹). عمر آن در استراتوسفر حدود ۱۲۰ سال است و در جریان اقیانوس‌ها، رودخانه‌ها، جو و زمین در حال حرکت است (هوارته، ۲۰۰۸؛ هوبن و همکاران، ۲۰۱۱). علاوه بر این به دلیل پایداری شیمیایی نیترواکسید در جو و تجمع آن در جو (آیسمپ و سچلیف، ۱۹۹۴)، غلظت جوی نیترو اکسید افزایش می‌یابد و منجر به گرم شدن کره زمین و تخریب اوزون استراتوسفری می‌شود (گائو و همکاران، ۲۰۱۳). گزارش شده است غلظت های فعلی جوی اکسید نیتروژن در اتمسفر از ۲۷۰ بخش در میلیارد (ppbv) نسبت به دوران ماقبل صنعتی به ۳۲۰ بخش در میلیارد (ppbv) افزایش یافته است (اسنایدر و همکاران، ۲۰۰۹؛ میلر و همکاران، ۲۰۱۰). انتشار گازهای نیترواکسید (معادل ۳۱/۷ میلیون تن کربن دی اکسید) که نشان دهنده‌ی تولید ۶۰ درصد از گازهای گلخانه‌ای است (درای و همکاران، ۲۰۰۸). بنابراین می‌توان بیان داشت نیترواکسید تاثیر مهمی بر تغییرات اقلیم و اوزون استراتوسفر دارد این یک گاز گلخانه‌ای قوی تولید شده در خاک است (میلر و همکاران، ۲۰۱۰). اکسید نیتروژن یکی از بزرگترین گازهای گلخانه‌ای است که تقریباً ۶ درصد از کل اتمسفر تابشی از جو زمین را تشکیل می‌دهد (پارکین و کاسپر، ۲۰۰۷).

انتشار نیترواکسید از بخش کشاورزی

مقدار نیتروژن در اکوسیستم‌های کشاورزی در ۱۰۰ سال گذشته افزایش یافته است، که عمدتاً از طریق استفاده کود مصنوعی نیتروژن جهت افزایش تولید محصولات بوده است (کسل و همکاران، ۲۰۱۳). در نتیجه برداشت‌های فراوان حداقل از طریق استفاده از کودهای مصنوعی هزینه‌های زیست محیطی را به همراه دارد و منجر به تخریب خاک و اکوسیستم می‌شود (التیری و نیکولاس، ۲۰۰۱). که این امر نشان دهنده‌ی مسئولیت بخش کشاورزی در برابر زیان های ناشی از نیتروژن و واکنش های آن که بر محیط زیست اثر می‌گذارند نسبت به هر بخش دیگر اقتصادی است (حسک و همکاران، ۲۰۱۷). انتشار جهانی نیترواکسید به طور مستقیم مربوط به استفاده زمین و شیوه های کشاورزی است (اسکات و همکاران، ۲۰۰۲). کشاورزی از طریق از دست دادن نیتروژن به جو و هیدروسفر، فشار زیادی را بر محیط زیست وارد می‌کند که عواقب آن به خوبی مستند شده اند و شامل غنی سازی (اوتروپیکاسیون) و اسیدی سازی اکوسیستم های زمینی و آبی و آلودگی آب های زیرزمینی می‌باشد (لیپ و همکاران، ۲۰۱۱). و بیشتر به فرم‌های

نیتروژن و نیترات می‌باشد (حسک و همکاران، ۲۰۱۷). از طرفی بسیاری از این نیتروژنی که به سیستم های کشاورزی اضافه می‌شود به هدف نهایی خود، پروتئین در رژیم غذایی انسان نمی‌رسد (آیسمپ و سچلیف، ۱۹۹۴)، در سطح جهانی، ۱۰ درصد نیتروژن مصرفی در غذا وجود دارد. بیشتر نیتروژن باقی مانده در هنگام تولید مواد غذایی و پس از مصرف خوراکی انسان از بین می‌رود. بیشتر نیتروژنی که در خاک‌های کشاورزی به کار برده می‌شود، وارد رواناب می‌شوند (آیسمپ و سچلیف، ۱۹۹۴) چرا که این محلول توسط رواناب سطحی از پروفیل خاک شسته می‌شود (حسک و همکاران، ۲۰۱۷). و برخی از آن به فرم های گاز نیتروژن برای مثال (NO_x و NH_3) به باد سپرده می‌شود. برای مثال طی یک دوره‌ی طولانی استفاده از نیتروژن در کشاورزی آلمان بیش از جذب نیتروژن توسط گیاهان بوده است. نیتروژن اضافی تا حدودی به وسیله ی خاک جذب می‌شود، اما بیشتر آن به هیدروسفر یا اتمسفر وارد می‌شود (آیسمپ و سچلیف، ۱۹۹۴) و علاوه بر این با توجه به اینکه نیتروژن در زیست کره با واکنش بسیاری همراه است، زیان حاصل از سیستم های کشاورزی می‌تواند اکوسیستم پایین دست در مسیر باد را به طور قابل ملاحظه ای تغییر دهد (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹). زیرا نیتروژن یک عنصر بسیار متحرک است که در سراسر جهان از طریق آب و هوا در حال حرکت است (موسیر و همکاران، ۲۰۰۱). در نهایت کشاورزی تقریباً ۸۰ درصد از انتشار نیترواکسید را سبب می‌شود که اکثریت آن مرتبط با کود نیتروژن است (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹؛ استوارت و همکاران، ۲۰۱۴؛ بومن، ۱۹۹۶)، به طور مثال از مقدار کل ازتی که به دریاچه‌ی بالتیک از خاک لهستان می‌رسد ۵۰ تا ۶۰ درصد آن از مناطق کشاورزی است (استوارت و همکاران، ۲۰۱۴)، علاوه بر این در ایرلند تقریباً ۸۰ درصد از نیترواکسید منتشر شده از بخش کشاورزی است (عبدلله و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین در خلیج مکزیک آلودگی ناشی از کاربرد کود نیتروژن در کشاورزی سبب ایجاد منطقه‌ی مرده‌ای شده است و از طرفی دیگر در ایالات متحده تقریباً ۶۰ درصد از آبهای ساحلی و خلیج بوسیله‌ی آلودگی‌های ناشی از کاربرد کود نیتروژن تخریب شده اند (استوارت، ۲۰۱۴).

تاثیر فعالیت های انسانی بر تغییر چرخه‌ی جهانی نیتروژن

اساسی ترین تغییرات انسانی در چرخه جهانی نیتروژن دو برابر شدن انتقال گسترده و غیر واکنشی نیتروژن از جو به فرم‌های بیولوژیکی قابل استفاده در زمین است که اصطلاحاً تثبیت نیتروژن نام دارد (ویتسوک و همکاران، ۲۰۰۳). در سراسر جهان تقریباً ۴۲۵ Tg از نیتروژن هر سال از دنیترژن غیر فعال اتمسفر توسط فرآیندهای طبیعی در اقیانوس ها، زمین و فعالیت های انسانی تثبیت می‌شود که فعالیت‌های انسانی نرخ تثبیت نیتروژن را در سطح جهان به میزان ۵۳ تا ۵۵ درصد افزایش داده است (اگر تثبیت طبیعی در اقیانوس‌ها و زمین مورد توجه قرار بگیرد). (بودیرسکی و همکاران، ۲۰۱۴). از طرفی دخالت انسان در چرخه مواد غذایی در طول قرن گذشته در مقیاس و شدت افزایش یافته است که این در واقع تغییر در مقیاس و شدت تولیدات کشاورزی است (انما، ۲۰۰۶) و نیاز به تغذیه و تامین انرژی برای جمعیت رو به رشد سبب افزایش تقاضا برای نیتروژن می‌شود که در نتیجه‌ی آن انتشار اکسید نیتروژن افزایش می‌یابد (میلر و همکاران، ۲۰۱۰)، زیرا با افزایش در مقدار نیتروژنی که به خاک اضافه می‌شود به طور کلی انتشار نیترو اکسید (گازهای گلخانه ای) افزایش می‌یابد (موسیر، ۱۹۹۴). تا حد زیادی تاثیر انسان بر چرخه نیتروژن جهانی ناشی از تلاش برای رفع کمبود نیتروژن در کشاورزی با استفاده از کود حاصل می‌شود (سچلیسینگر، ۲۰۰۸؛ سمیل، ۱۹۹۹؛ هوارته، ۲۰۰۸) و سبب شده است که انتشار نیترو اکسید در درجه اول ناشی از فعالیت انسان‌ها از منابع کشاورزی باشد (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹؛ استوارت و همکاران، ۲۰۱۴)، چرا که از کل نیترو اکسیدی که منتشر می‌شود، حدود ۶۰ تا ۸۰٪ فعالیت‌های انسانی در آن دخالت دارد (گائو و همکاران، ۲۰۱۳؛ هوبن و همکاران، ۲۰۱۱)، به طور مثال دو برابر شدن میزان کود نیتروژن از ۱۰۰ تا ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار، میزان انتشار نیترواکسید را ۶۰ درصد افزایش می‌دهد (درای و همکاران، ۲۰۰۸).

اقدامات کاهش انتشار دی نیترواکسید ناشی از کاربرد کود نیتروژن

محدود کردن انتشار نیترو اکسید از خاک های کشاورزی ممکن است توسط بهبود مدیریت کود به دست آید (گائو و همکاران، ۲۰۱۳). که هدف از مدیریت آن در کشاورزی، فراهم کردن نیتروژن به اندازه ی کافی برای گیاهان و به حداقل رساندن رشد زراعی و بازده محصول است، که سبب حفظ اکوسیستم ها به ویژه برای کسانی که نیتروژن مضر اضافه می‌کنند، می‌شود (رابرتسون و ویتسوک، ۲۰۰۹). همچنین سیستم های مدیریت زراعی جایگزین نیز برای کاهش تلفات نیتروژن حاصل از دنیتریفیکاسیون به منظور افزایش کارایی کود و کاهش اثرات زیست محیطی باید توسعه یابند (درای و همکاران، ۲۰۰۶). بنابراین شیوه های مدیریتی

که می تواند انتشار گازهای نیتروژن از خاک های کشاورزی را تحت تاثیر قرار دهند شامل نوع، میزان، زمان بندی و روش کاربرد کود نیتروژن، محصول، خاک ورزی، مدیریت پسماند و آبیاری می باشند (میلر و همکاران، ۲۰۱۰). برای مثال اسکات و همکاران، (۲۰۰۲)، معتقدند که سیستم های مدیریت پیشرفته زباله ها مانند تالاب ها و سیستم های تصفیه مایع می تواند انتشار نیترواکسید را کاهش دهد. همچنین انتشار آمونیاک از کود نیتروژن بستگی به عوامل متعددی دارد که با ورود نیتروژن به محیط زیست با افزایش PH خاک افزایش می یابد، که اگر کودها در خاک ترکیب شوند، این قبیل تلفات کاهش می یابند (اوره استثناست)، کاربرد کود نیتروژن در خاک های اسیدی، آبیاری (پس از باران) بعد از اعمال کود زیان ها را کاهش می دهد، همچنین شرایط خشکی (درجه حرارت بالا، سرعت باد بالا، رطوبت کم) باعث کاهش تلفات (ورود نیتروژن به محیط زیست) می شوند (بوجیسمن و همکاران، ۱۹۸۶). اما خطر ناشی از آن همچنان باقی می ماند زیرا که این اقدامات به اندازه ی کافی برای کاهش آلودگی به کمتر از آستانه های حیاتی محیطی کافی نیست (بودیرسکی و همکاران، ۲۰۱۴). در اتحادیه اروپا دستور العمل نیترات EEC/91/676 از ۱۲ دسامبر ۱۹۹۱ در رابطه با حفاظت از آب و پیشگیری و کاهش آلودگی ناشی از نیترات از منابع کشاورزی تصویب شد، که این یک اقدام زیست محیطی برای جلوگیری از بروز بیشتر چنین آلودگی هایی در آینده بود و یکی از مقررات مندرج در دستورالعمل آب آشامیدنی این بود که حداکثر غلظت مجاز نیترات در آبهای سطحی و زیرزمینی نباید بیشتر از ۵۰ میلی گرم در لیتر در ۹۵ درصد از اندازه گیری ها و ۷۵ میلی گرم در لیتر در ۵ درصد باقیمانده باشد، همچنین مقدار آستانه توصیه شده ۲۵ میلی گرم بر لیتر است. این آئین نامه همچنین مناطق آسیب پذیر نیترات را مناطقی از زمین که آب های آن تحت تاثیر آلودگی نیترات قرار می گیرد تعریف می کنند. در این مناطق کشاورزان ملزم به پیروی از اقداماتی که در برنامه طراحی شده اند، برای بازگرداندن کیفیت آب هستند (آرازو، ۲۰۱۶؛ لیپ و همکاران، ۲۰۰۷؛ کمپلینگ و همکاران، ۲۰۰۵؛ اندرسون و همکاران، ۲۰۱۴؛ لیپ و همکاران، ۲۰۱۱؛ انما و همکاران، ۲۰۰۴).

علاوه بر این موارد تکنیک های مدیریتی برای محدود کردن ورود نیتروژن با توجه به حفظ نیاز تولید محصول برای ادامه در سیستم تولید محصول باید گنجانده شود، برخی از گزینه های مدیریتی که در کاهش ورود نیتروژن به سیستم های کشت بدون کاهش تولید مفیدند در زیر آمده اند:

تطابق عرضه نیتروژن با نیاز محصول: با استفاده از آزمایش خاک/گیاه برای تعیین نیازهای کود، بهینه سازی طرح تقسیم کاربرد یا تطابق کاربرد نیتروژن با هدف کاهش تولید در مناطقی که تولید بیش از حد دارند.

محکم کردن روند چرخه نیتروژن توسط یکپارچه سازی سیستم های حیوانات و تولید محصول به استفاده از کود حیوانی در تولید محصول، حفظ بقایای گیاهی نیتروژن در سایت تولید و یا به حداقل رساندن دوره های زرد برای محدود کردن تجمع نیتروژن معدنی

استفاده از سیستم های کوددهی پیشرفته مانند انتشار کنترل شده ی کودها، مکان کودها زیر سطح خاک، محلول پاشی کودها، مهار کننده های نیتروژنیکاسیون یا مطابقت نوع کود به بارش های فصلی.

بهینه سازی خاک ورزی، آبیاری و زهکشی

بهینه سازی پروتئین حیوانی در رژیم غذایی انسان (موسیر و همکاران، ۲۰۰۱).

همچنین اقدامات زیر پتانسیل قابل توجهی برای کاهش آلودگی نشان می دهند:

کاهش تلفات مواد غذایی خانگی و بازیافت پسماندهای مواد غذایی و فاضلاب ها به عنوان کود، سهم کمتر کالری های حیوانی در رژیم غذایی، بهره وری حیوانات به وسیله ی بهبود تغذیه و بازیافت بیشتر سهم کود حیوانی و کوددهی کارآمد مزارع که اثر ترکیبی از همه اقدامات کاهش دهنده ی تلفات نیتروژن واکنشی است می تواند به میزان Tg ۹۵ تا سال ۲۰۵۰ کاهش دهد (بودیرسکی و همکاران، ۲۰۱۴).

نتیجه گیری

نیتروژن ماده ی مغذی ضروری برای تولید کافی محصولات کشاورزی و تغذیه انسان هاست. اما استفاده از آن در کشاورزی مشکلاتی را به همراه دارد که منجر به آسیب های شدیدی به محیط زیست و سلامت انسانها می شود و از جمله مسائلی است که کشاورزی را به یکی از یزرگترین آلوده کننده های محیط زیست تبدیل کرده است که با بهبود مدیریت آن می توان اثرات منفی ناشی از آن را کاهش داد. در این میان اقداماتی برای کاهش آلودگی های ناشی از کاربرد کود نیتروژن وجود دارد که شامل: کم

خاکورزی خاک مزرعه، نگهداشتن بیش از ۳۰ درصد باقیمانده محصولات قبلی در مزرعه، استفاده از کودهای آلی به عنوان جایگزینی برای کود نیتروژن، انجام عمل آزمون خاک، توجه به نوع آبیاری و مدیریت کردن آن برای حداکثر کارایی که کمترین آبتجویی نیتروژن را به همراه داشته باشد، تعیین میزان نیاز به خاک به مواد مغذی و استفاده از سیستم‌های پیشرفته کوددهی، می‌باشد. اما در بیشتر کشورها به اثرات منفی ناشی از کاربرد کودهای شیمیایی از جمله کود ازته توجهی نمی‌شود. اثراتی که شاید کشاورزان از آن آگاهی کافی ندارند که این موضوع تمهیداتی شامل توجه به رعایت مسائل زیست محیطی و آتوانمند ساختن کشاورزان جهت کاربرد صحیح و نوع مناسب کود، آموزش کشاورزان و آگاهی دادن به آنها در رابطه با اثرات منفی کاربرد این نوع ماده‌ی مغذی، همچنین ارائه تسهیلات لازم از طرف دولت برای جایگزینی مواد مغذی با اثرات منفی کمتر، جهت رفع این مشکل ضروری بنظر میرسد. از طرفی بخش ترویج و آموزش کشاورزی به دلیل ارتباط مستقیم با بخشهای اجرایی مرتبط با کشاورزان می‌تواند در جهت ایجاد دانش استفاده صحیح و کاربرد کارآمد کودهای شیمیایی در جهت حفظ محیط زیست نقش بسزایی داشته باشد از جمله روش‌هایی که نظام ترویج کشاورزی در جهت کاهش استفاده از کودهای شیمیایی و آگاهسازی کشاورزان از اثرات مخرب این کودها از جمله اثرات منفی کود نیتروژن می‌توانند به کارگیرند شامل: آرایه پیامها و توصیه‌ها، خدمات مشاوره‌ای، بهره‌گیری از هیافتهای ترویجی برای آرایه اطلاعات و معرفی جایگزین‌های مغذی کارآمدتر با اثرات منفی کمتر به کشاورزان با استفاده از مزارع نمایشی باشد. علاوه بر این نظام ترویج و آموزش کشاورزان می‌توانند در کمک به پیشگیری افزایش نیاز خاکها به مواد مغذی و کودهای شیمیایی نقش داشته باشد که در این راستا می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: عدم برداشت مکرر محصول از زمین، جلوگیری از رشد و نمو علفهای هرز که بخش اعظمی از مواد مغذی خاکها را به خود اختصاص میدهند، آموزش کشاورزان جهت جلوگیری از ورود روانابها به مزارع و فرسایش خاکها چرا که این موارد عناصر غذایی خاکها را کاهش میدهند و نیاز به کاربرد کودهای شیمیایی از جمله کود نیتروژن را دو چندان می‌کنند.

منابع

- 1- Almasri, M. N., & Kaluarachchi, J. J. (2004). Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology*, 295(1-4), 225-245.
- 2- Altieri, M., & Nicholls, C. I. (2001). Ecological impacts of modern agriculture in the United States and Latin America. *Globalization and the rural environment*, 121-135.
- 3- Andersen, J. H., Fossing, H., Hansen, J. W., Manscher, O. H., Murray, C., & Petersen, D. L. (2014). Nitrogen inputs from agriculture: Towards better assessments of eutrophication status in marine waters. *Ambio*, 43(7), 906-913.
- 4- Anderson, N., Strader, R., & Davidson, C. (2003). Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources. *Environment International*, 29(2-3), 277-286.
- 5- Arauzo, M. (2017). Vulnerability of groundwater resources to nitrate pollution: A simple and effective procedure for delimiting Nitrate Vulnerable Zones. *Science of The Total Environment*, 575, 799-812.
- 6- Bodirsky, B. L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J. P., Rolinski, S., Weindl, I., ... & Biewald, A. (2014). Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature communications*, 5, 3858.
- 7- Bouwman, A. F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 46(1), 53-70.
- 8- Buijsman, E., Maas, H. F., & Asman, W. A. (1987). Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. *Atmospheric Environment* (1967), 21(5), 1009-1022.
- 9- Campling, P., Terres, J. M., Walle, S. V., Van Orshoven, J., & Crouzet, P. (2005). Estimation of nitrogen balances from agriculture for EU-15: spatialisation of estimates to river basins using the CORINE Land Cover. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 30(1-3), 25-34.
- 10- Daubresse, C., Daniel-Vedele, F., Dechorgnat, J., Chardon, F., Gaufichon, L., & Suzuki, A. (2010). Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants: challenges for sustainable and productive agriculture. *Annals of botany*, 105(7), 1141-1157.
- 11- Drury, C. F., Reynolds, W. D., Tan, C. S., Welacky, T. W., Calder, W., & McLaughlin, N. B. (2006). Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 570-581.

- 12- Drury, C. F., Yang, X. M., Reynolds, W. D., & McLaughlin, N. B. (2008). Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from monoculture and rotational cropping of corn, soybean and winter wheat. *Canadian journal of soil science*, 88(2), 163-174.
- 13- Gao, X., Tenuta, M., Nelson, A., Sparling, B., Tomasiewicz, D., Mohr, R. M., & Bizimungu, B. (2013). Effect of nitrogen fertilizer rate on nitrous oxide emission from irrigated potato on a clay loam soil in Manitoba, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 93(1), 1-11.
- 14- Hoben, J. P., Gehl, R. J., Millar, N., Grace, P. R., & Robertson, G. P. (2011). Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Global Change Biology*, 17(2), 1140-1152.
- 15- Howarth, R., Swaney, D., Billen, G., Garnier, J., Hong, B., Humborg, C., ... & Marino, R. (2012). Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(1), 37-43.
- 16- Husk, B. R., Anderson, B. C., Whalen, J. K., & Sanchez, J. S. (2017). Reducing nitrogen contamination from agricultural subsurface drainage with denitrification bioreactors and controlled drainage. *Biosystems Engineering*, 153, 52-62.
- 17- Isermeyer, F., & Schleef, K. H. (1994). Policies to reduce nitrogen surplus in German agriculture. *Marine pollution bulletin*, 29(6-12), 464-470.
- 18- Kanter, D. R. (2018). Nitrogen pollution: a key building block for addressing climate change. *Climatic Change*, 147(1-2), 11-21.
- 19- Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linquist, B., & Groenigen, K. J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 19(1), 33-44.
- 20- Kollmuss, A., & Agyeman, J. (2002). Mind the gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior?. *Environmental education research*, 8(3), 239-260.
- 21- Ladha, J. K., Reddy, C. K., Padre, A. T., & Van Kessel, C. (2011). Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *Journal of Environmental Quality*, 40(6), 1756-1766.
- 22- Leip, A., Britz, W., Weiss, F., & de Vries, W. (2011). Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental pollution*, 159(11), 3243-3253.
- 23- Leip, A., Marchi, G., Koebler, R., Kempen, M., Britz, W., & Li, C. (2007). Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil in Europe. *Biogeosciences Discussions*, 4(4), 2215-2278.
- 24- Lesschen, J. P., Velthof, G. L., de Vries, W., & Kros, J. (2011). Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution*, 159(11), 3215-3222.
- 25- Macgregor, C. J., & Warren, C. R. (2006). Adopting sustainable farm management practices within a Nitrate Vulnerable Zone in Scotland: the view from the farm. *Agriculture, ecosystems & environment*, 113(1-4), 108-119.
- 26- Millar, N., Robertson, G. Philip., Grace, P., Gehl, R. (2010). Nitrogen fertilizer Management for Nitrous Oxide (N₂O) Mitigation in Intensive Corn (Maize) Production: An Emissions reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 15: 185-204.
- 27- Mosier, A. R. (1994). Nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 37(3), 191-200.
- 28- Mosier, A. R., Bleken, M. A., Chaiwanakupt, P., Ellis, E. C., Frenay, J. R., Howarth, R. B., ... & Weeks, K. Zhao-liang Zhu (2001) Policy implications of human accelerated nitrogen cycling. *Biogeochemistry*, 52, 281-320.
- 29- Novoa, R. S., & Tejeda, H. R. (2006). Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75(1-3), 29-46.
- 30- Oenema, O. (2006, July). Nitrogen budgets and losses in livestock systems. In *International Congress Series* (Vol. 1293, pp. 262-271). Elsevier.
- 31- Oenema, O., van Liere, L., & Schoumans, O. (2005). Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 289-301.
- 32- Robertson, G. P., & Vitousek, P. M. (2009). Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual review of environment and resources*, 34, 97-125.
- 33- Robertson, G. Philip, and Peter M. Vitousek. "Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource." *Annual Review of Environment and Resources* 34 (2009): 97-125.

- 34- Schlesinger, W. H.(2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(1), 203-208.
- 35- Scott, M. J., Sands, R. D., Rosenberg, N. J., & Izaurrealde, R. C. (2002). Future N₂O from US agriculture: projecting effects of changing land use, agricultural technology, and climate on N₂O emissions. *Global Environmental Change*, 12(2), 105-115
- 36- Smil, V. (1999). Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global biogeochemical cycles*, 13(2), 647-662.
- 37- Snyder, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L., Fixen, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247–266.
- 38- Stark, C. H., & Richards, K. G. (2008). The continuing challenge of agricultural nitrogen loss to the environment in the context of global change and advancing research. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 2(1), 1-12.
- 39- Stuart, D., Schewe, R. L., & McDermott, M. (2014). Reducing nitrogen fertilizer application as a climate change mitigation strategy: Understanding farmer decision-making and potential barriers to change in the US. *Land use policy*, 36, 210-218.

.

.

.

.

مطالعات محیط زیست منابع طبیعی و توسعه پایدار

نشریه علمی-تخصصی مطالعات محیط زیست، منابع طبیعی و توسعه پایدار
سال دوم، شماره پنج، پاییز ۱۳۹۷
شاپا: ۴۲۵۵-۲۵۸۸

ENSD.ir