فصلنامهٔ علمی پژوهش و توسعه جنگل
جلد ۵، شماره ۲، صفحه ۳۱۶-۲۹۳، (۱۳۹۸)

سنجش اثرهای تغییر کاربری زمین و برآورد هزینه‌های اتلاف ظرفیت ذخیره‌سازی و ترسیب کربن در سرزمین جنگلی هیرکانی با استفاده از مدل InVEST

جلیل بادام‌فیروز[۱]، اردوان زرندیان*[۲]، رویا موسی‌زاده[۳] و سیده بهاره عظیمی[٤]

۱- استادیار پژوهشی، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط زیست، تهران، ایران. (badam1392@gmail.com)

۲- استادیار پژوهشی، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران. (azarandian@gmail.com)

۳- عضو گروه پژوهشی اقتصاد محیط‌زیست، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران. (roya.mousazadeh@gmail.com)

٤- عضو گروه ارزیابی و مخاطرات محیط‌زیست، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران. (baharazimi94@gmail.com)

تاریخ دریافت: ۹٦/۰۹/۰۲ تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۳/۲۲

چکیده

در این پژوهش ابتدا روند تغییرات پوشش/ کاربری سرزمین جنگلی دو هزار و سه هزار در شهرستان تنکابن در استان مازندران در دوره زمانی ۹۵-۱۳٦۳ با تحلیل تصاویر ماهواره‌ای تعیین شد. سپس اثرهای تغییرات پوشش/ کاربری بر کمیت ترسیب و ذخیره کربن طی دوره زمانی مذکور با استفاده از مدل کربن InVEST مورد نقشه‌سازی، کمی‌سازی و ارزش‌گذاری قرار گرفت. نتایج نشان داد که ۱۸ درصد از پوشش جنگلی متراکم و ۵۵ درصد از پوشش جنگلی کم‌تراکم طی سه دهه کاهش یافته است و ٦۳ درصد به پوشش جنگلی نیمه‌متراکم اضافه شده است. اثرهای ناشی از این تغییرات ساختاری در پوشش جنگلی موجب شده تا توان ترسیب کربن به مقدار ۱۹۲۷٤۷٤ تن کاهش یابد. این مقدار کاهش، خسارتی معادل ۵۳,۱۳۷,۲۵۸/۸۰ دلار آمریکا (معادل ۵٦۸,۵٦۸,٦۹۹,۱٦۰ میلیارد ریال) طی سه دهه ایجاد کرده است.

واژه‌های کلیدی: اراضی جنگلی دوهزار و سه‌هزار، خدمات بوم سازگان، دینامیک فضایی ـ زمانی کربن.

* نویسنده مسئول شمارهٔ تماس: ۰۲۱۸۸۲۳۳۲٦۰

مقدمه

بوم‌سازگان‌های جنگلی حدود ٤/١ میلیارد هکتار از کره زمین را تحت پوشش خود قرار می‌دهند و به‌عنوان اصلی‌ترین مخزن جذب کربن در خشکی درنظر گرفته می‌شوند. بر اساس یک گزارش اخیر بین‌المللی، جنگل‌های جهان ۲۲ درصد از موجودی کربن دنیا را در خود ذخیره کرده‌اند. به‌طوری که ٤٧١ پتاگرم (هر پتاگرم معادل 10^{15} گرم است) کربن (۵۵ درصد از کل کربن جنگل‌های جهان) در جنگل‌های حاره‌ای، ۲۷۲ پتاگرم در جنگل‌های خزان‌کننده و ۱۱۹ پتاگرم کربن در جنگل‌های معتدله ذخیره شده است (Pan *et al*., 2011). از این کل مقدار ۸٦۲ پتاگرم کربن، ٤٤ درصد در خاک، ٤۲ درصد در زیست‌توده زنده و هشت درصد در مواد چوبی مرده ذخیره شده است (McKinley *et al*., 2011). مخازن کربن جنگلی، موجب جبران حدود ۳۳ درصد از انتشار سالانه ناشی از سوخت‌های فسیلی در اتمسفر می‌شود (Pan *et al*., 2011). با این‌حال، هم ذخیره و هم ترسیب کربن در جنگل‌ها، در طول زمان (به‌عنوان مثال در مقیاس‌های زمانی سالانه و دهه) و فضا (منطقه‌ای، جهانی) بسیار متفاوت است و به‌طور مستقیم تحت تأثیر رویدادهای طبیعی (مانند تغییر اقلیم، خشک‌سالی، آتش‌سوزی، طغیان آفات و بیماری‌ها) و فعالیت‌های انسانی (مانند جنگل‌زدایی، جنگلکاری، توسعه شهری و سیاست‌های مدیریتی) قرار می‌گیرد.

ذخیره‌سازی و ترسیب کربن یکی از مهم‌ترین و شناخته‌شده‌ترین خدمات تنظیمی بوم‌سازگان است که از طریق تنظیم اقلیم در مقیاس‌های خرد محلی تا کلان جهانی منجر به کاهش و تعدیل سرعت تغییرات اقلیمی می‌شود (Capoor and Ambrosi, 2007، Hamilton *et al*., 2007، Scott-Brown *et al*., 2007، Stern, 2007، Canadell and Raupach, 2008، Pagiola, 2008). در سرزمین‌های جنگلی، ترسیب کربن به‌طور عمده با جذب کربن از اتمسفر تحت فرآیند فتوسنتز و ذخیره‌سازی آن در بیوسفر صورت می‌گیرد (Hanson *et al.,* 2000, Pan *et al.,* 2011). پژوهش‌های زیادی نشان داده‌اند که تغییرات انسانی در پوشش/ کاربری زمین‌های جنگلی می‌تواند موجب تشدید تغییرات اقلیمی از طریق انتشار دی‌اکسید کربن در اتمسفر شود و درعین حال احتمال بروز خسارت‌های محیط زیستی و اقتصادی را در مقاطع زمانی آتی افزایش دهد (Caspersen *et al*., 2000، Amiro *et al*., 2010، Brovkin *et al*., 2013، Arneth *et al*., 2017، Grinand *et al*., 2017، Soleimani *et al*., 2017). به‌عنوان مثال، جنگل‌زدایی در مناطق حاره‌ای، خود به‌تنهایی مسئول انتشار سالانه ۱/۵ گیگا تن کربن است که خود حدود ۱۵ درصد از کل انتشارات کربن ناشی از فعالیت‌های انسانی را شامل می‌شود (Peters *et al*., 2012). در واقع جنگل‌ها هم به‌عنوان مخزن کربن از طریق ترسیب و ذخیره آن در زیست‌توده گیاهی و خاک و هم به‌عنوان منبع انتشار از طریق فرآیندهای زیستی مانند تنفس (Chen و همکاران، 2014) و فعالیت‌های انسانی مانند تبدیل پوشش جنگلی زمین به دیگر کاربری‌ها محسوب می‌شوند (Jobbágy and Jackson, 2000، Gibbs *et al*., 2007، Mackey *et al*., 2008، Falahatkar *et al*., 2014، Sil *et al*., 2017). ازاین‌رو جنگل‌زدایی به‌عنوان یک پدیده تشدیدکننده تغییرات آب‌وهوا و برعکس جنگلداری و حفاظت از جنگل‌ها به‌عنوان یک اقدام اساسی در تخفیف اثرهای تغییرات اقلیمی درنظر گرفته می‌شود.

جنگل‌های هیرکانی در شمال ایران، به‌عنوان یکی از جنگل‌های پهن‌برگ خزان‌کننده، دارای کارکردهای

بوم‌شناختی زیستی در هر دو مقیاس محلی و جهانی است و از نظر تنوع زیستی، زیستگاه حدود ۱۵۰ گونه بومی از گیاهان، ٦۰ گونه از پستانداران، ۳٤۰ گونه از پرندگان، ٦۷ گونه از ماهیان، ۲۹ گونه از خزندگان و ۹ گونه از دوزیستان محسوب می‌شود (Forests, Range and Watershed Management Organization, 2015). این جنگل‌ها همچنین یک مسیر مهاجرتی مهم پرندگان بین روسیه و آفریقاست و توسط ایران برای ثبت در یونسکو به‌عنوان یک میراث جهانی برای آینده جهان نامزد شده است. (UNESCO, 2015).

باوجود نقش حیاتی جنگل‌های هیرکانی در شمال ایران در تدارک انواع خدمات بوم‌سازگان و اثر مستقیم این خدمات بر معیشت جامعه محلی و رفاه انسانی (Panahi 2005, Amirnejad *et al*., 2006)، در طی دهه‌های اخیر به‌دلایل اقتصادی و انگیزه‌های مالی، روند تبدیل زمین‌های جنگلی به دیگر کاربری‌های انسانی مانند سکونتگاه، باغ و مزرعه شدت گرفته و منجر به تشدید پدیده جنگل‌زدایی و تخریب جنگل شده است (Scharnweber *et al*., 2007، Poorzady and Bakhtiari, 2009، Haghdoost *et al*., 2011، Shooshtari *et al*., 2012، Kooch *et al*., 2014، Zarandian *et al.,* 2016، Shooshtari *et al*., 2018). این درحالی است که ایران در منطقه‌ای قرارگرفته است که بنابر شواهد مختلف، روند تغییرات اقلیمی در آن رو به تشدید است (Rahimi *et al*., 2013، Ashraf Vaghefi *et al*., 2014، Azari *et al*., 2016، Eskandari *et al*., 2016). ضمن آنکه گونه‌های گیاهی و جانوری بومی و در معرض تهدید جنگل‌های هیرکانی، به‌عنوان یکی از آسیب‌پذیرترین بخش‌های طبیعت در اثر پیامدهای تجمعی تغییرات اقلیمی و اقتصادی ـ اجتماعی درنظرگرفته می‌شوند (El-Baha *et al*., 2010). از این‌رو، اثرهای تجمعی دست‌اندازی‌های انسانی در جنگل با پدیده تغییر اقلیم، می‌تواند دارای پیامدهای منفی قابل‌توجهی بر استمرار تدارک خدمات بوم سازگان و به‌ویژه تنظیم اقلیم از طریق ذخیره‌سازی و ترسیب کربن در این منطقه رویشی منحصر به فرد باشد (Brovkin *et al*., 2013, Zhou *et al*., 2015, Mahowald *et al*., 2017). اگرچه با توجه به تجارب موفقیت‌آمیز علمی در سطح بین‌المللی و طراحی و تولید مدل‌های نسل جدید خدمات بوم سازگان مانند InVEST، ARIES و SolVES، Turner و همکاران (2016)، Sharp (2014)، Tallis و همکاران (2013)، Bagstad و همکاران (2013)، Sherrouse و همکاران (2010) و Villa و همکاران (2009) ذخیره‌سازی و ترسیب کربن به‌عنوان یکی از متداول‌ترین خدمات تنظیمی مورد ارزیابی، نقشه‌سازی و کمی‌سازی قرار می‌گیرد، اما در ایران به‌دلیل وجود خلأ دانشی در این زمینه و فقدان مدل‌های مناسب امکان برآوردهای دقیق این خدمات در مقیاس‌های وسیع‌تر فیزیکی مانند حوضه آبخیز موجود نیست و عمده فعالیت‌ها دراین زمینه فقط به‌صورت برآوردهای آزمایشگاهی صورت می‌گیرد. این کمبود به‌ویژه سبب شده است که در انجام ارزیابی‌های اثرهای محیط زیستی طرح و پروژه‌های توسعه‌ای که همراه با تبدیل زمین از طریق پاک‌تراشی جنگل است، امکان سنجش کمیت تغییرات و نمایش آن با تمایز فضایی بر اساس ویژگی‌های ساختاری سرزمین فراهم نشود (Zarandian *et al.,* 2017). همچنین به‌دلیل تمرکز ارزیابی‌ها بر یک نقطه مشخص از زمان و فقدان روش‌های مناسب برای تعیین روند تغییرات در طول زمان، ارزیابی زمانی تغییرات از گذشته تا حال و پیش‌بینی‌های احتمالی آتی آن‌ها با مشکل مواجه است. بدیهی است که نتایج حاصل از چنین ارزیابی‌هایی، توصیفی و ذهنی باقی می‌ماند

(Kelly *et al*., 2013) و نمی‌تواند به اتخاذ تصمیم آگاهانه منجر شود. علاوه بر این، با توجه به روند فزآینده تخریب جنگل و ضرورت آگاه‌سازی برنامه-ریزان کاربری زمین در ایران برای اتخاذ تصمیماتشان با درنظر گرفتن نقش جنگل‌ها در تدارک خدمات بوم سازگان، در حال حاضر نیاز مبرمی به معرفی ابزارها و روش‌هایی که بتوانند اثرهای تصمیمات تغییر در پوشش/ کاربری را بر خدماتی چون ترسیب و ذخیره کربن به‌صورت کمی مورد سنجش و پیش‌بینی قرار دهند، احساس می‌شود. با تکیه بر نتایج حاصله از کاربرد چنین ابزارهایی می‌توان برنامه‌ریزی‌هایی را برای توانمندسازی جوامع محلی از طریق سرمایه-گذاری بر ظرفیت‌های ترسیب جنگل و ایجاد معیشت جایگزین تدبیر کرد تا وابستگی آنان به درآمدهای ناچیز از محل تبدیل کاربری جنگل به زراعت و باغ کاهش یابد. استفاده از پتانسیل‌های فراوان منطقه در اشتغال‌زایی ساکنان نیز می‌تواند سبب کاهش عوامل تخریب شود. در نهایت با توجه به ارزش بالای اقتصادی ذخیره کربن توسط این اکوسیستم‌ها، برنامه-ریزان و سیاست‌گذاران قادر به تصمیم‌گیری جامع‌نگرتر، صحیح‌تر و تعیین اولویت بین گزینه‌های موجود مدیریتی باشند (Pato *et al*., 2017).

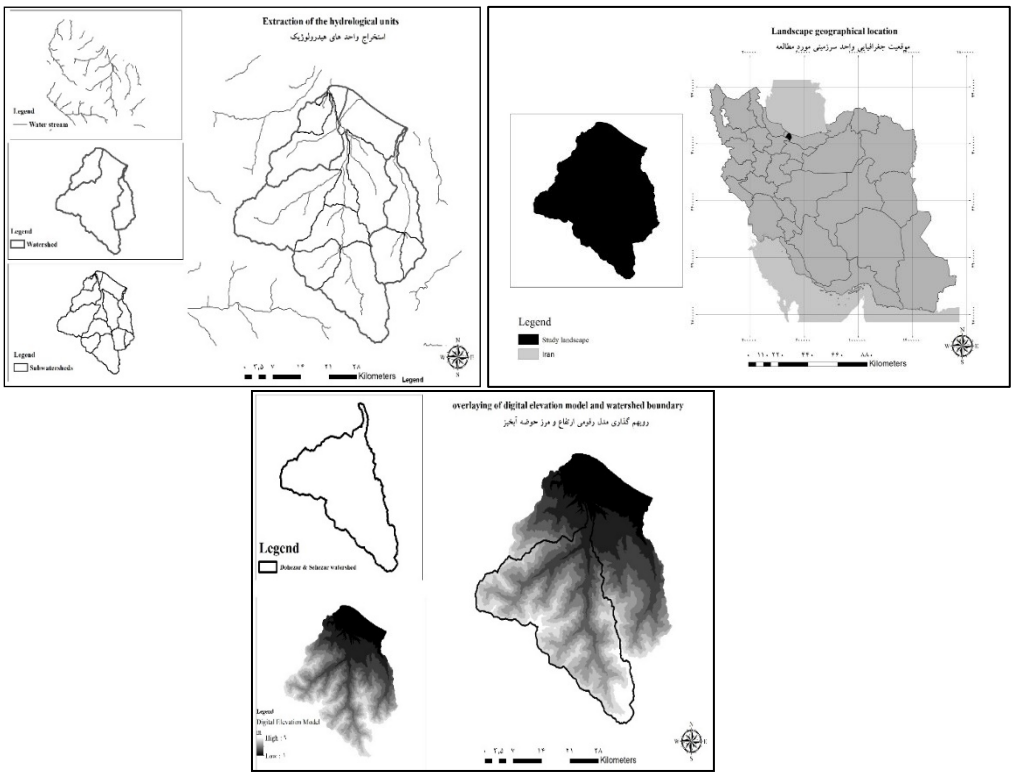
در این پژوهش به‌منظور حل مشکلات اشاره‌شده و معرفی نحوه کاربرد مدل‌های متناسب، از مدل کربن InVEST (/ www.naturalcapitalproject.org) (InVEST (Tallis *et al*., 2013, Sharp, 2014) برای سنجش تغییرات فضایی– زمانی ذخیره‌سازی و ترسیب کربن در سرزمین جنگلی دو هزار و سه هزار واقع در استان مازندران در شمال ایران و به‌عنوان محدوده‌ای که در طی سه دهه اخیر با تغییرات شدید پوشش/ کاربری زمین مواجه شده، استفاده شد. هدف از کاربرد رویکرد مدل‌سازی در این پژوهشی این بود که بتواند ضمن ارزیابی روند تغییرات فضایی ـ زمانی ساختار سرزمین از گذشته تا حال، اثرهای احتمالی آن برکمیت ذخیره‌سازی و ترسیب کربن را تعیین کند (Wollenberg *et al*., 2000, Alcamo and Ribeiro, 2001, Van der Heijden 2011). از سوی دیگر با توجه به کاربرد رویکرد خدمات بوم سازگان در این پژوهش، تلاش شد تا حد ممکن، به معرفی یک روش ارزیابی یکپارچه برای سنجش تغییرات کربن در جنگل‌های ایران با درنظر گرفتن هر دو بعد بوم-شناختی و اقتصادی آن بپردازد. به‌طور کلی، گام‌های اصلی این پژوهش عبارت بودند از: الف) بررسی وضعیت ساختاری پوشش/ کاربری زمین از گذشته تا حال و تعیین روند تغییرات آن در دوره زمانی ۹۵-۱۳۶۳ ب) تعیین کمیت و نقشه سازی تغییرات فضایی موجودی و ترسیب کربن در دوره زمانی موردنظر ج) ارزش‌گذاری اقتصادی ترسیب کربن و برآورد هزینه‌های اتلاف آن ناشی از جنگل‌زدایی و تخریب جنگل.

مواد و روش‌ها

مرزبندی محدوده مورد بررسی

محدوده مورد بررسی این پژوهش بخشی از منطقه رویشی جنگل هیرکانی در شمال ایران به نام دوهزار و سه‌هزار است. این محدوده به مساحت ۱۵۲۴۹۹ هکتار در غرب استان مازندران و در شهرستان تنکابن در عرض جغرافیایی°۳۶/۸۴۰ شمالی تا °۳۶/۳۲۰ جنوبی و در طول جغرافیایی°۵۰/۵۲۰ غربی تا °۵۱/۰۶۰ شرقی واقع شده است. حداقل، حداکثر و ارتفاع متوسط منطقه به‌ترتیب صفر، ۴۷۵۷ و ۱۷۶۳ متر از سطح آب‌های آزاد است. ابتدا برای تعریف مقیاس فضایی مناسب برای انجام مدل‌سازی تغییرات پوشش/ کاربری و اثرهای آن بر ذخیره‌سازی و ترسیب کربن،

یک واحد سرزمینی تعریف شد که از این به بعد آن را به‌عنوان سرزمین جنگلی دوهزار و سه‌هزار می‌نامیم. تعریف واحد سرزمینی ازآن جهت بود که سرزمین، مقیاس مناسبی برای ارزیابی و کمی‌سازی کارکردها و خدمات بوم‌سازگان مانند ذخیره‌سازی و ترسیب کربن است (Burkhard *et al*., 2009، Baral *et al*., 2013، Jackson *et al*., 2013، Baral *et al.,* 2014a، Baral *et al*., 2014b، Iverson *et al.,* 2014، Cordingley *et al*., 2016). علاوه بر آن حضور توأمان پوشش‌های طبیعی زمین و کاربری‌های انسان ـ ساخت، امکان بررسی فشارهای ناشی از محرکه‌های انسانی مانند تغییرات کاربری را بر شرایط بوم‌شناختی به‌نحو ملموس‌تری فراهم می‌سازد. تعریف مرز واحد سرزمینی با در نظر گرفتن شاخص‌های محیطی چون ارتفاع، وجود آبراهه‌های اصلی و نوع پوشش درختی جنگلی از طریق روی‌هم‌گذاری نقشه مرز حوضه آبخیز و مدل رقومی ارتفاع و استخراج واحدهای هیدرولوژیک در محیط نرم‌افزار Arc GIS انجام شد. درآخر با درنظر گرفتن خط‌الرأس آبراهه‌های اصلی موجود در حوضه آبخیز، واحد سرزمینی پایلوت به‌صورتی تعریف شد که هم دربرگیرنده زمین‌های مرتفع جنگلی در بالادست به‌عنوان مخزن اصلی ذخیره و ترسیب کربن و هم جلگه‌های سیلابی پایین‌دست که بیشتر محل استقرار سکونتگاه‌های انسانی و دیگر کاربری‌های انسان‌ساخت هستند و از منافع این خدمت اکوسیستمی از نظر تنظیم اقلیم برخوردار می‌شوند، باشد. شکل ۱ فرآیند مرزبندی واحد سرزمینی و موقعیت جغرافیایی سرزمین جنگلی دوهزار و سه‌هزار را در شمال ایران نشان می‌دهد.



شکل ۱- الف) موقعیت جغرافیایی واحد سرزمینی مورد پژوهش در استان مازندران در شمال ایران. (ب) استخراج واحدهای هیدرولوژیک شامل حوضه و زیر حوضه‌های آبخیز. (ج) روی هم‌گذاری مرز حوضه آبخیز و مدل رقومی ارتفاع

Figure 1. a) Geographic situation of the study landscape unit in Mazandaran Province, northern Iran. b) Hydrological units, including the basin and sub-basins, c) Overlaying the boundary map of the study area with DEM

تهیه نقشه‌های پایه پوشش/ کاربری زمین

برای تعیین روند تغییرات ساختاری سرزمین از گذشته تا حال، تهیه نقشه پوشش/ کاربری سرزمین مورد پژوهش به‌عنوان یکی از اولین داده‌های مورد نیاز برای دو دوره زمانی پایه (سال ۱۹۸٤) و جاری (سال ۲۰۱٦)، در دستور کار قرار گرفت. برای تولید نقشه پوشش/کاربری پایه، از تصاویر ماهواره‌ای سال ۱۹۸٤ میلادی ماهواره لندست با قدرت تفکیک ۳۰×۳۰ متر و مربوط به سنجنده های ETM (Enhanced Thematic Mapper) و OLI (Operational Land Imager) استفاده شد. بدین منظور تصاویر ماهواره‌ای از سایت تسهیلات جهانی پوشش زمین (Global Land Cover Facility)(GLCF) و پیمایش زمینی ایالات‌متحده آمریکا (U.S. Geological Survey)(USGS) دانلود شد. پس از انجام پردازش‌های لازم و تصحیحات فنی تبدیل به نقشه پایه پوشش/ کاربری زمین شد. با توجه به اینکه در این پژوهش تعیین روند تغییرات ساختاری پوشش/ کاربری محدوده موردپژوهش از گذشته تا حال مد نظر بوده است، فرض بر این است که در شرایط پایه سرزمین شرایط بهینه بوم‌شناختی و کمینه دست‌اندازی‌های انسانی برای تغییر ساختار آن وجود داشته است. به‌همین ترتیب با استفاده از داده‌های دورسنجی برگرفته از تصاویر ماهواره‌ای سال ۲۰۱٦ لندست ۸ (سنسورهای OLI و TIRS) با قدرت تفکیک ۱۵ متر، نقشه پوشش/ کاربری وضعیت جاری (موجود) محدوده تهیه شد. بررسی صحت نقشه از طریق انتخاب تصادفی نقاطی در سطح نقشه و بررسی تطابق آن‌ها با موقعیت واقعی نقاط بر روی زمین با استفاده از پایگاه داده‌های Google Earth انجام شد. بدین منظور با استفاده از ماتریس خطا، صحت کلی و ضریب کاپا برای نقشه کاربری زمین با استفاده از نمونه‌های واقعی تعیین شد. صحت کلی، میانگینی از دقت طبقه‌بندی است که نسبت پیکسل‌های صحیح طبقه‌بندی شده بر کل پیکسل‌های معلوم را نشان می دهد. ضریب کاپا دقت طبقه‌بندی را نسبت به یک طبقه‌بندی کاملاً تصادفی محاسبه می‌کند. مقدار عدد کاپا بین صفر تا یک متغیر است. ضریب کاپای مساوی یک به مفهوم توافق و همسویی ۱۰۰ درصدی بین نقشه حاصل از عملیات طبقه‌بندی و واقعیت زمینی بوده و در نتیجه صحت و درستی ۱۰۰ درصدی نقشه حاصل از طبقه‌بندی را نشان می‌دهد. طبق نقاط ارزیابی‌شده نمونه، نقشه طبقه‌بندی‌شده دارای صحت کلی ۹۲ درصد و ضریب کاپا برابر با ۸٦ درصد به‌دست آمد که نشان‌دهنده قابل‌قبول بودن صحت نقشه تهیه‌شده است. این نقشه نشان دهنده تغییرات ساختاری است که طی دوره زمانی ۹۵-۱۳٦۳ در پوشش/ کاربری واحد سرزمینی جنگلی دوهزار و سه‌هزار به‌وقوع پیوسته است.

روش‌ها

این پژوهش از نظر روش‌شناختی بر سه‌گام اصلی استوار است: (۱) تعیین تغییرات ساختاری سرزمین در قالب تغییرات پوشش/ کاربری از گذشته تا حال از طریق مقایسه و تحلیل نقشه‌های پایه پوشش/ کاربری مربوط به سال‌های ۱۹۸٤ و ۲۰۱٦ در محیط نرم‌افزار Arc Map. (۲) برآورد موجودی ذخیره کربن در وضعیت گذشته و جاری و تعیین تغییرات فضایی در کمیت ترسیب کربن طی دوره زمانی ۹۵-۱۳٦۳، مبتنی بر معادلات عمومی سنجش کربن زیست توده Aalde و همکاران (2006) و استفاده از نتایج پژوهش‌های قبلی Vahedi ,Vahedi (2017)و همکاران (2016), Shahrokhzadeh و همکاران (2015) و Vahedi و همکاران (2014) و با استفاده از مدل بیوفیزیکی کربن InVEST، (۳) برآورد ارزش اقتصادی/هزینه‌های ناشی

از اتلاف توان ترسیب طی دوره زمانی مورد نظر با استفاده از مدل ارزش‌گذاری کربن InVEST. بر این اساس، توضیحات لازم برای شفاف‌سازی هر یک از گام‌های روش‌شناختی اصلی پژوهش در زیر ارائه می‌شود.

روش تحلیل تغییرات پوشش کاربری در دوره‌های زمانی مختلف

تحلیل‌های دورسنجی انجام‌شده در این قسمت مبتنی بر رویکرد شیءگرا بوده است. بدین ترتیب که هنگام تهیه نقشه پوشش/ کاربری زمین، در گام اول با استفاده از تفسیر چشمی، عناصر موجود در منطقه مورد شناسایی قرار گرفت. سپس با توجه به شناخت کلی از سطح منطقه، نمونه‌های تعلیمی مختص به هر کاربری شامل جنگل، مرتع، باغ، کشاورزی آب و سکونتگاه استخراج شدند. در گام بعد با استفاده از نقشه‌های حاضر در پایگاه Google Earth و انجام بازدید میدانی، کار ویرایش و تفکیک طبقات مختلف پوشش کاربری‌ها به‌صورت دستی و در محیط نرم‌افزار eCognition Developer انجام شد. ضمن آنکه تحلیل نهایی تغییرات در پوشش / کاربری‌ها نیز در گام آخر به سادگی از طریق محاسبه و مقایسه مساحت (هکتار) هر یک از طبقات مختلف پوشش/ کاربری و درصد تحت پوشش آن‌ها در کل محدوده سرزمین و برآورد کمیت‌های افزایشی یا کاهشی آن‌ها طی دوره‌های زمانی پایه تا حال در محیط نرم‌افزار Arc Gis انجام شد. این نقشه‌ها در مراحل بعدی به‌عنوان بخشی از داده‌های ورودی مدل InVEST مورد استفاده قرار گرفته شد.

مدل‌سازی ذخیره و ترسیب کربن با استفاده از نرم‌افزار InVEST

مدل ذخیره‌سازی و ترسیب کربن شامل دو ابزار ارزیابی بیوفیزیکی و ارزش‌گذاری اقتصادی است (Tallis *et al*., 2013, Sharp, 2014). ارزیابی بیوفیزیکی سرزمین جنگلی برای برآورد موجودی کربن ذخیره شده در واحد سرزمینی جاری (۱۳۹۵) و تعیین کمیت ترسیب طی دوره زمانی مورد نظر (۱۳۹۵-۱۳۶۳) انجام می‌شود و با مقایسه خروجی‌های مدل می‌توان تعیین کرد که مقدار ترسیب کربن چه تغییراتی داشته است. مدل برای انجام محاسبات لازم، اطلاعات پوشش/ کاربری زمین را با داده‌های مربوط به موجودی ذخیره کربن در چهار مخزن اصلی ذخیره کربن در جنگل که شامل زیست‌توده بالازمینی (اندام‌های هوایی درختان)، زیست‌توده زیرزمینی (ریشه‌ها)، مواد آلی مرده (شاخ و برگ مرده و لاش برگ‌ها) و کربن آلی خاک که توسط کاربر تهیه می‌شود، تلفیق می‌کند و توزیع فضایی کمیت‌های موجودی و ترسیب را در پهنه سرزمین به‌صورت نقشه تولید می‌کند. محاسبات مدل مبتنی بر کاربرد معادلات عمومی سنجش کربن به شرح زیر است:

(الف) ارزیابی بیوفیزیکی موجودی و ترسیب کربن:

تغییرات سالانه موجودی کربن برای کل واحد سرزمینی مورد پژوهش از طریق محاسبه مجموع تغییرات در همه انواع طبقات کاربری زمین و طبق رابطه ۱ به‌دست می‌آید (Aalde *et al*., 2006).

رابطهٔ (۱) $\Delta C_{AFOLU} = \Delta C_{FL} + \Delta C_{CL} + \Delta C_{GL} + \Delta C_{WL} + \Delta C_{SL} + \Delta C_{OL}$

که در این رابطه:

ΔC= مجموع تغییرات سالانه موجودی کربن در یک محدوده، AFOLU= کشاورزی، جنگلداری و دیگر کاربری‌ها، FL= زمین جنگلی، CL= مزرعه، GL= مرتع، WL= تالاب، SL= سکونتگاه‌ها، OL= دیگر کاربری‌ها.

همچنین تغییرات موجودی کربن برای یک طبقه از کاربری زمین (مثلاً پوشش جنگلی متراکم)، از

طریق محاسبه مجموعی از تغییرات در هر چهار مخزن و طبق رابطه ۲ به‌دست می‌آید (Aalde *et al*., 2006).

رابطهٔ (۲) $\Delta C_{LUi} = \Delta C_{AB} + \Delta C_{BB} + \Delta C_{DW} + \Delta C_{LI} + \Delta C_{SO}$

که در این رابطه:

ΔC_{LUi}= تغییرات موجودی کربن برای یک کاربری، AB= زیست‌توده بالازمینی، BB= زیست‌توده زیرزمینی و DW= مواد آلی چوبی مرده، LI= برگ‌های مرده و SO= خاک‌ها.

مبنای تعیین کمیت ترسیب کربن در طی دوره زمانی مورد نظر (از واحد سرزمینی پایه تا واحد سرزمینی جاری) محاسبه اختلاف میان موجودی کربن در نقطه آغاز و پایان دوره زمانی مورد نظر است. مدل برای انجام این محاسبه از یک روش موجودی- اختلاف و طبق رابطه ۳ استفاده می‌کند (Aalde *et al*., 2006).

رابطهٔ (۳) $$\Delta C = \frac{(C_{t2} - C_{t1})}{(t_2 - t_1)}$$

که در این رابطه:

ΔC= تغییر در موجودی کربن در هر مخزن برحسب تن/ سال، C_{t1}= موجودی کربن در مخزن در زمان t_1 برحسب تن و C_{t2}= موجودی کربن در مخزن در زمان t_2 برحسب تن.

برای تعیین داده‌های مربوط به موجودی ذخیره کربن در چهار مخزن اصلی ذخیره کربن، دقیق‌ترین روش انجام سنجش‌های مستقیم میدانی است که در این پژوهش به‌دلیل محدودیت‌های مالی امکان‌پذیر نبود. از این‌رو از روش‌های غیرمستقیم برآورد زیست‌توده و داده‌های موجود در پژوهش‌های قبلی استفاده شد. برای تعیین مقدار زیست‌توده بالازمینی، بر اساس روش ساده فائو (Brown, 1997)، میانگین حجم سرپای پوشش جنگلی در میانگین جرم حجمی گونه‌های درختی جنگل‌های شمال ایران و ضریب انبساط زیست‌توده ضرب شد (رابطه ٤).

رابطهٔ (٤) $AB = VOB \times WD \times BEF$

که در این رابطه:

AB= حجم زیست توده بالا زمینی بر اساس تن در هکتار، VOB= میانگین حجم سرپای پوشش جنگلی بر اساس تن در هکتار، WD= جرم حجمی گونه‌های درختی و BEF= ضریب انبساط زیست‌توده (نسبت نرخ زیست‌توده خشک بالازمینی به نرخ زیست توده خشک حجم سرپای پوشش جنگلی).

در این پژوهش حجم سرپای پوشش جنگلی در محدوده مورد بررسی بر اساس اطلاعات موجود در طرح جامع جنگلداری چندمنظوره حوضه‌های آبخیز دوهزار و سه‌هزار، در سه طبقه کاربری کم‌تراکم، نیمه-متراکم و متراکم به‌ترتیب ۵۸، ۲۲۱ و ۳٥٤ تن در هکتار درنظر گرفته شد. مقدار متوسط جرم حجمی گونه‌های درختی جنگل‌های شمال کشور بر اساس گزارش سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور در سال ۱۳۸۵، معادل ۰/٦٥ تن در متر مکعب درنظر گرفته شد. ضریب انبساط زیست توده نیز بر اساس دستورالعمل پانل بین‌دولتی تغییرات اقلیمی (IPCC)، برای نواحی با حجم سرپای جنگلی بیشتر یا مساوی ۱۹۰ تن در هکتار برابر با ۱/۷٤ و برای نواحی کمتر از ۱۹۰ تن در هکتار برابر با ۲/٦٦ درنظر گرفته شد (Eggleston *et al*., 2006).

بر این اساس با توجه به طبقه‌بندی پوشش طبیعی جنگل در محدوده مورد بررسی دوهزار و سه‌هزار به سه طبقه کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم، مقدار زیست‌توده بالازمینی برای سه طبقه مذکور به‌ترتیب معادل ۱۰۰،۲۵۰ و ٤۰۰ تن در هکتار محاسبه شد (نحوه محاسبات در زیر نشان داده شده است):

زیست- = 58(m^3/ha) ×0.65 × 2.66= 100 (m^3/ha)
توده بالازمینی در طبقه کاربری کم‌تراکم
زیست- = 221(m^3/ha) ×0.65 × 1.74= 250 (m^3/ha)
توده بالازمینی در طبقه کاربری نیمه‌تراکم
زیست- = 354(m^3/ha) ×0.65 × 1.74= 400 (m^3/ha)
توده بالازمینی در طبقه کاربری نیمه‌تراکم

برای تبدیل متریک تن زیست‌توده بالازمینی به متریک تن کربن عنصری، در بسیاری از پژوهش‌ها ۵۰ درصد وزن خشک زیست‌توده به‌عنوان عنصر کربن در نظر گرفته می‌شود (Losi *et al*., 2003, Juwarkar *et al*., 2011, Pearson *et al*., 2013). در این پژوهش از ضریب ۰/٤۹ که برای جنگل‌های زیرحاره‌ای مرطوب درنظر گرفته می‌شود (Mokany *et al*., 2006) استفاده شد و بر این اساس مقدار تن کربن موجود در هر هکتار طبقات پوشش موردنظر به‌ترتیب ٤۹ (جنگل کم‌تراکم)، ۱۲۲ (جنگل نیمه‌متراکم) و ۱۹٦ (جنگل متراکم) تن در هکتار تعیین شد.

برای محاسبه زیست‌توده زیرزمینی از روش نسبت زیست‌توده زیرزمینی به بالازمینی (ریشه به شاخه) استفاده شد (Mokany *et al*., 2006). بر اساس این روش ساده، زیست‌توده زیرزمینی برای طبقات پوشش جنگلی با زیست‌توده بالازمینی بیش از ۱۲۵ تن در هکتار، معادل ۲٤ درصد مقدار زیست‌توده بالازمینی و برای طبقات پوشش جنگلی با زیست‌توده بالازمینی کمتر از ۱۲۵ تن در هکتار، معادل ۲۰ درصد زیست‌توده بالازمینی درنظر گرفته می‌شود (Mokany *et al*., 2006). بر این اساس مقدار زیست‌توده زیرزمینی برای طبقات پوشش جنگلی کم‌تراکم، نیمه-متراکم و متراکم به‌ترتیب ۲۰، ٦۰ و ۹٦ تن در هکتار برآورد شد (نحوه محاسبات در زیر نشان داده شده است):

زیست‌توده = 100(20= 20 (m^3/ha)درصدm^3/ha) ×
زیرزمینی در طبقه کاربری کم‌تراکم
زیست‌توده = 250(24= 60 (m^3/ha)درصدm^3/ha) ×
زیرزمینی در طبقه کاربری نیمه‌تراکم
زیست‌توده = 400(24= 96 (m^3/ha)درصدm^3/ha) ×
زیرزمینی در طبقه کاربری متراکم

برای تبدیل متریک تن زیست‌توده زیرزمینی به متریک تن کربن عنصری، با اعمال ضریب ۰/٤۹، مقدار تن ذخیره کربن در هر هکتار از طبقات پوشش جنگلی مذکور به‌ترتیب معادل ۱۰، ۲۹ و ٤۷ تن در هکتار برآورد شد. همچنین مقدار زیست‌توده مواد چوبی و لاش‌برگ مرده معادل یک‌دهم زیست‌توده بالازمینی درنظر گرفته شد (Delaney *et al*., 1998). بر این اساس مقدار کربن ذخیره شده در این مخزن برای طبقات پوشش جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم به‌ترتیب ۸، ۱۲ و ۲۳ تن در هکتار محاسبه شد. در مورد قسمت‌هایی از سرزمین که تحت پوشش گیاهی علفی و غیرچوبی قرار دارند، از محاسبه مقدار زیست‌توده صرف‌نظر شد. این بدان دلیل است که زیست‌توده موجود در پوشش گیاهی (غیرچوبی) به-نسبت زودگذر است و به‌صورت سالانه یا هرچند سال تجزیه و بازتولید می‌شود (Eggleston *et al*., 2006)؛ بنابراین انتشارات ناشی از تجزیه با حذف کربن ناشی از رشد دوباره پوشش گیاهی به تعادل می‌رسد ویک مقدارکلی وخالص موجودی کربن را در طولانی‌مدت ایجاد می‌کند که ثابت است. موجودی کربن آلی در خاک نیز بر اساس داده‌های موجود در پژوهش‌های قبلی به‌دست آمد (Haghdoost *et al*., 2011، Jafari and S Mesri, 2015، Soleimani *et al*., 2017، Vahedi, 2017). بر این اساس مقدار کربن ذخیره شده در مخزن خاک به‌ترتیب برای کاربری‌های جنگلی،

زراعی و مرتعی ۷۶، ۸۶ و ۴۳ تن در هکتار درنظر گرفته شد.

ارزش‌گذاری اقتصادی ذخیره و ترسیب کربن

داده‌های اقتصادی موردنیاز برای ارزش‌گذاری اقتصادی شامل سه عدد است که باید به‌طور مستقیم وارد مدل شوند. مدل با استفاده از این اعداد و رابطه شماره ۵، ارزش کربن ترسیب‌شده در طول زمان را محاسبه می‌کند (Tallis *et al*., 2013).

رابطهٔ (۵)

$$value_seq_{\mathrm{x}} = V\frac{sequest_x}{yr_fut^{-}yr_cur}\sum_{\mathrm{t=0}}^{yr_fut^{-}yr_cur^{-1}}\frac{1}{\left(1+\frac{\mathrm{r}}{100}\right)^{\mathrm{t}}\left(1+\frac{\mathrm{c}}{100}\right)^{\mathrm{t}}}$$

که در این معادله:

V= ارزش پولی هر تن کربن ترسیب شده به دلار یا هر واحد پولی رایج دیگر.

r= نرخ تنزیل بر حسب درصد که نشان‌دهنده ترجیحات جوامع برای منافع آنی در مقایسه با منافع آتی است.

c= نرخ تغییر سالانه در قیمت کربن که اصلاح‌کننده ارزش کربن ترسیب شده به‌عنوان اثر انتشار آن بر آسیب‌های مورد انتظار و مربوط به تغییرات اقلیم در طول زمان است.

ارزش پولی می‌تواند با استفاده از روش هزینه جایگزینی و بر مبنای هزینه اجتماعی انتشار هر تن کربن در اتمسفر توسط کاربر برآورد شود یا از نتایج پژوهش‌های اقتصاد محیط‌زیستی انجام شده قبلی اقتباس شود. همچنین قیمت‌های بازاری معادل با ارزش مبادله‌ای اعتبار کربن در بازارهای رایج از قبیل مبادلات شیکاگو و اقلیم اروپایی (Market prices on the Chicago or European Climate Exchanges) می‌تواند درنظر گرفته شود. نرخ تنزیل در این مدل به‌صورت پیش‌فرض برابر ۷ درصد تنظیم‌شده که پیشنهاد دولت آمریکا برای تحلیل هزینه ـ فایده پروژه‌های محیط‌زیستی است. این نرخ می‌تواند با توجه به کشور و محدوده مورد پژوهش توسط کاربر تعیین شود. اگر صفر منظور شود ارزش پولی دیگر تنزیل نمی‌شود. نرخ تغییر سالانه در قیمت کربن در مدل به‌صورت پیش فرض صفر منظور شده است. عدد بزرگ‌تر از صفر بدان معنی است که ارزش اجتماعی کربن ترسیب شده در آینده کمتر از ارزش آن در زمان حال است.

برای ارزش‌گذاری اقتصادی کربن در محدوده مورد پژوهش، چون انجام پژوهش‌های ارزش‌گذاری اقتصادی برای تعیین هزینه اجتماعی اتلاف کربن در اثر جنگل‌زدایی و تخریب جنگل در ایران از سابقه چندانی برخوردار نیست، از نتایج پژوهش‌های بین‌المللی در این زمینه استفاده شد. برآوردهای اخیر بین‌المللی نشان می‌دهند که هزینه اجتماعی کربن به‌صورت آسیب حاشیه‌ای مربوط به انتشار هر تن مازاد از کربن به اتمسفر شامل طیفی از ۳۲ دلار (Nordhaus, 2007) به ازای هرتن تا ۳۲۶ دلار (Stern, 2007) درسال ۲۰۱۰ بوده است. Tol (2009) در سال ۲۰۰۹ یک بررسی جامع دراین زمینه انجام داده و ارزش‌های میانه ۶۶ تا ۱۳۰ دلار را برآورد کرده است (Tol, 2009). دلیل تفاوت در ارزش‌ها تفاوت در هزینه‌ها و منافع اجتماعی ناشی از انتشار/ یا ترسیب کربن در جوامع و مناطق گوناگون وتفاوت در تنزیل زمانی آن‌هاست. یک روش جایگزین برای سنجش هزینه انتشار هر تن کربن (و یا منافع و ارزش اقتصادی پیش‌گیری از انتشار آن توسط بوم‌سازگان‌های طبیعی)

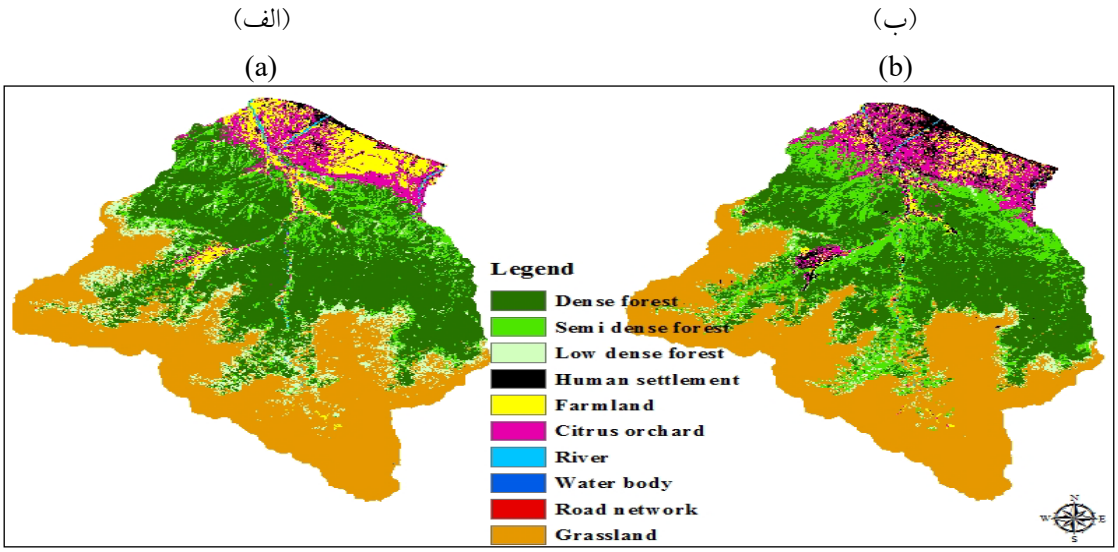
درنظرگرفتن هزینه معادل برای ترسیب هر تن آن است (Socolow, 2005, Socolow and Pacala, 2006, Metcalf and Stock, 2017, Tol, 2017).

دراین روش هزینه به دام‌اندازی وذخیره کربن درتأسیسات همگانی مانند برق ونیروگاه و... را درنظر می‌گیرند. براساس پژوهش‌های مختلف این هزینه به ازای هرتن کربن به‌صورت تقریبی ۱۱۰ دلار برآورد شده است؛ بنابراین در این پژوهش نیز همین مبلغ به‌عنوان پیش‌فرض د نظر گرفته شد. همچنین نرخ تنزیل بر اساس نرخ سود تسهیلات در عقود مبادله‌ای در بخش کشاورزی به‌طور میانگین از سال ۱۳۶۳ تا ۱۳۹۵ معادل ۱٤ درصد (www.cbi.ir) و نرخ تغییر سالانه در قیمت ترسیب کربن نیز به‌دلیل احتمال بیشتر تشدید اثرهای تغییر اقلیم در آینده، صفر در نظر گرفته شد.

نتایج

مقایسه کمیت‌های تغییریافته انواع پوشش/ کاربری از گذشته تا حال

روند تغییرات پوشش/ کاربری زمین از سال ۱۳٦۳ تا سال ۱۳۹۵ بر اساس اطلاعات حاصل از تهیه و مقایسه دو نقشه پایه و جاری پوشش کاربری زمین (شکل ۲- الف و ب)، تعیین شد که نتایج آن در جدول ۱ ارائه شده است.



شکل ۲- تغییرات پوشش/کاربری زمین طی زمان. (الف): پوشش/کاربری پایه (سال ۱۳٦۳)، (ب): پوشش/کاربری جاری (سال ۱۳۹۵)

Figure 2. LULC changes over time; a) LULC map of the base year (1984) and b) LULC map of the current year (2016).

جدول ۱- مقایسه تغییرات کمی طبقات پوشش/کاربری زمین در دو وضعیت پایه و جاری

Table1. A comparison of LULC changing trends in the base and current years

نوع کاربری Land use type	مساحت (هکتار) Area (ha)		تغییرات (هکتار) Converted area (ha)		روند Trend
	پایه (۱۳۶۳) Base year (1984)	جاری (۱۳۹۵) Current (2016)	افزایش Increased	کاهش Decreased	
جنگل متراکم Dense forest	54272.49	44786.35	-	9486.14	
جنگل نیمه‌متراکم Semi-dense forest	14178.70	23060.20	8851.5	-	
جنگل کم‌تراکم Low-dense forest	12317.09	5479.54	-	6837.55	
سکونتگاه انسانی Human settlements	1436.85	5565.48	4128.63	-	
مزارع کشاورزی Farmlands	8045.38	4853.90	-	3191.48	
باغ مرکبات Citrus orchard	8112.09	10257.05	2144.96	-	
رودخانه River	614.60	395.16	-	219.44	
پهنه آبی Water body	7.53	4.81	-	2.72	
شبکه جاده Road network	62.36	173.23	110.87	-	
مراتع Range lands	53451.84	57923.04	4471.2	-	

بر این اساس، در سال ۱۳۹۵ پس از طی یک دوره زمانی ۳۲ ساله، جنگل متراکم در محدوده مورد پژوهش حدود ۱۸ درصد کاهش داشته است. جنگل نیمه‌متراکم در همین دوره زمانی حدود ٦٣ درصد افزایش یافته است. با توجه به اینکه مجموع مساحت تحت پوشش هر دو جنگل متراکم و نیمه‌متراکم طی این دوره زمانی تفاوت چندانی ندارد (٦٨٤٥٠ هکتار در سال ٦٣ و ٦٧٨٥٠ هکتار در سال ۹۵)، این تغییرات می‌تواند به مفهوم کاهش شدید کیفیت جنگل متراکم و شدت‌گرفتن تخریب آن تفسیر شود. در همین حال، جنگل کم‌تراکم که در اراضی بالادست مرتفع و هم‌جوار با اراضی مرتعی واقع شده بود، کاهش شدید ۵۵ درصد را در سال ۱۳۹۵ نشان می‌دهد، یعنی بیش از نیمی از این طبقه کاربری در طی این دوره زمانی از بین رفته است. با توجه به اینکه پوشش مرتعی حدود ۹ درصد نسبت به سال ٦٣ در سال ۹۵ افزایش‌یافته است، می‌توان تفسیر کرد که به‌دلیل سیر تخریبی جنگل در این حوضه آبخیز، به‌تدریج جنگل کم‌تراکم تحلیل رفته و به اراضی مرتعی تبدیل شده است. از نظر تغییرات در کاربری‌های انسان‌ساخت همان‌طور که در نقشه مشاهده می‌شود، مساحت تحت پوشش کاربری زراعی در سال ۹۵ نسبت به سال ٦٣ به‌نحو بارزی کاهش‌یافته و در مقابل سکونتگاه‌های انسانی در همین دوره زمانی افزایش یافته است. مساحت تحت

پوشش سکونتگاه‌های انسانی تقریباً سه برابر شده است. همچنین اراضی باغی در سال ۹۵ حدود ۲۷ درصد نسبت به سال ٦۳ افزایش یافته است. همان‌طور که در نقشه پیداست از نظر توزیع جغرافیایی، اراضی حاصلخیز زراعی پایین‌دست و در مناطق جلگه‌ای حوضه آبخیز با سرعت فزآینده‌ای در حال جایگزینی با ساخت‌و سازهاست و در اطراف سکونتگاه‌ها نیز به‌دنبال خانه‌سازی، باغ ایجاد شده است.

سنجش تغییرات کمی کربن در سرزمین

برآورد موجودی کربن ذخیره‌شده

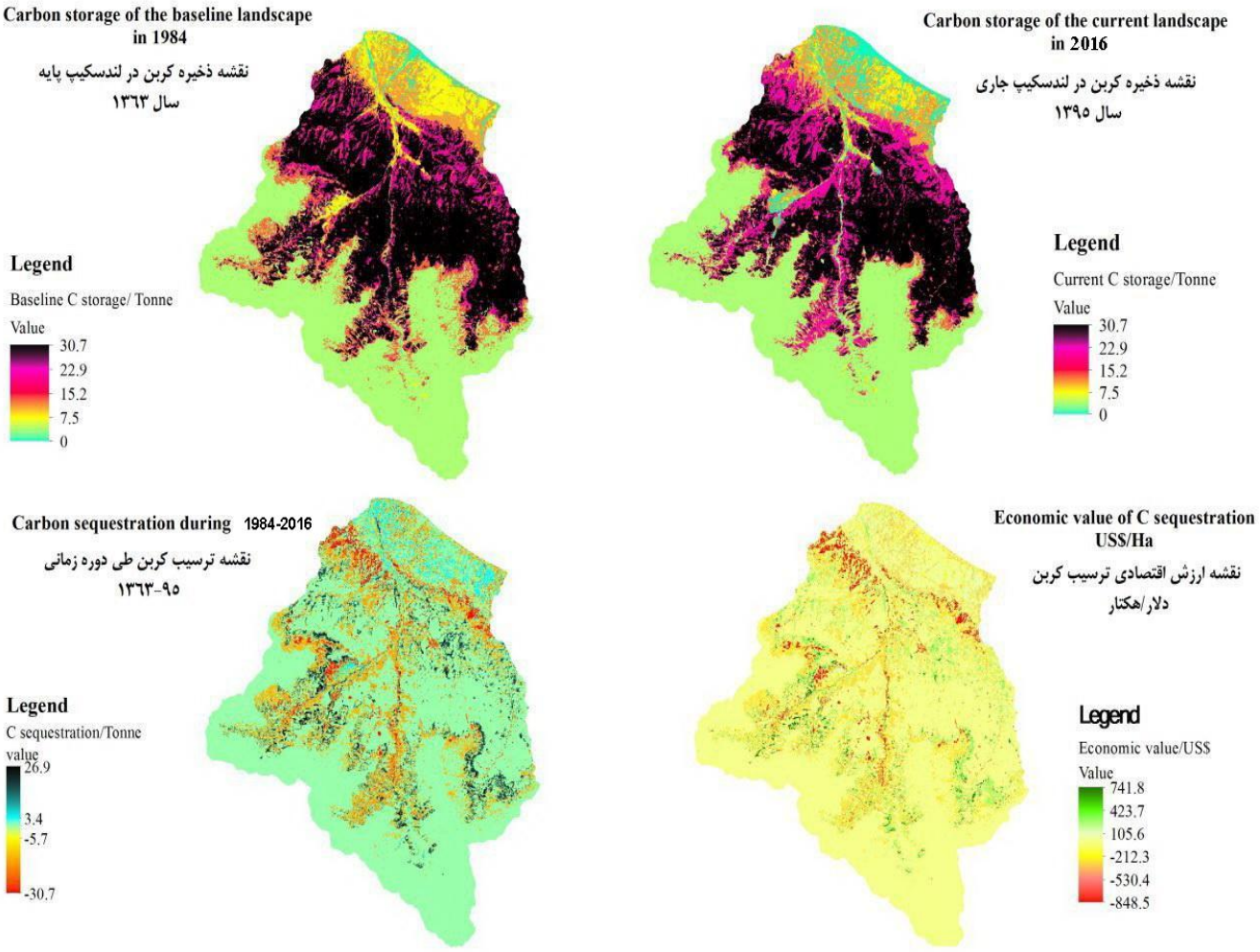
نخستین خروجی حاصل از اجرای نرم‌افزار ذخیره و ترسیب کربن InVEST، تولید نقشه‌های موجودی کربن ذخیره شده در سرزمین مورد پژوهش در وضعیت گذشته (سال ۱۳٦۳) و جاری (سال ۱۳۹۵) بود (شکل‌های ۳- الف و ب). بر این اساس کل ذخیره پایه کربن در سرزمین جنگلی دوهزار و سه‌هزار برابر با ۲۷,۷۰۰,۲۷۳/٤٦ تن در سال ۱۳٦۳ بوده است. این مقدار در شرایط جاری به‌دلیل تغییرات گسترده ساختاری در پوشش/ کاربری زمین و به‌ویژه اثرهای ناشی از تخریب پوشش‌های جنگلی، به ۲۵,۷۷۲,۷۹۹/٥٤ تن در سال ۱۳۹۵ تقلیل یافته است. ضمن آنکه حداقل و حداکثر موجودی کربن در پهنه سرزمین در طیفی از ۳۱-۰ تن در هکتار قرارداد و میانگین موجودی کربن در سرزمین مورد پژوهش تحت وضعیت پایه و جاری به‌ترتیب ۱٦/۳٤ و ۱٥/۲۱ تن در هکتار است.

برآورد ترسیب کربن در دوره زمانی ۱۳۹٥-۱۳٦۳

دومین خروجی حاصل از اجرای نرم‌افزار ذخیره و ترسیب کربن InVEST، تولید نقشه ترسیب کربن در دوره زمانی موردنظر(۹٥-۱۳٦۳) بود (شکل ۳-ج). این نقشه نشان‌دهنده تفاوت درکربن ذخیره‌شده در واحد سرزمینی پایه و جاری یا کربنی است که دریک دوره زمانی معین ترسیب می‌شود. (این یک نرخ به ازای کل دوره زمانی سپری شده است نه به ازای هر سال). ارزش با واحد تن است. دراین نقشه بعضی از ارزش‌ها ممکن است منفی یا مثبت باشند. ارزش‌های مثبت نشان‌دهنده ترسیب کربن و ارزش‌های منفی نشان دهنده کربن اتلاف شده (منتشر شده در اتمسفر) هستند. نواحی با بزرگ‌ترین ارزش‌های مثبت یا منفی بیشترین تغییرات درنقشه پوشش/ کاربری را دارند.

بر این اساس، کمیت ترسیب کربن بر اساس تفاضل بین موجودی‌های ذخیره کربن بین وضعیت پایه و جاری و بر اساس روش موجودی- اختلاف محاسبه شد. جدول ۲ بیانگر کمیت ترسیب طی دوره زمانی مورد نظر و مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین آن در پهنه سرزمین است.

(a|الف)　　(b|ب)



(c|ج)　　(d|د)

شکل ۳- نقشه‌های تغییرات کمی کربن درسرزمین: الف) ذخیره کربن در سال پایه ۱۳۶۳ ب) ذخیره کربن در سال جاری ۱۳۹۵ ج) ترسیب کربن طی دوره زمانی ۹۵-۱۳۶۳ د) ارزش اقتصادی ترسیب کربن در پهنه سرزمین

Figure 3.Maps of carbon changes in the Landscape: (a) Carbon storage in the base year of 1984; (b) Carbon storage in the current year of 2016; (c) carbon sequestration over the period of 1984-2016; (d) The economic value of carbon sequestration in the Landscape

جدول ۲- مقایسه تغییرات ترسیب کربن تحت شرایط پایه و جاری سرزمین

Table 2.Comparison of carbon sequestration changes under the base and current condition in the Landscape

دوره زمانی Period of time	کل کربن ترسیب شده در محدوده (تن) Total carbon sequestrated in study area (tonne)	کمینه (تن / هکتار) Minimum (tonne/ha)	بیشینه (تن / هکتار) Maximum (tonne/ha)	میانگین (تن/ هکتار) Average (tonne/ha)
1363-95	-1.927.474	-30.7	26.9	-1.13

چنانچه در نقشه‌ها مشخص است، در طی دوره زمانی مورد نظر و در سرزمین مورد پژوهش، توان ترسیب کربن به مقدار ۱,۹۲۷,٤٧٤- تن کاهش داشته است. کمینه ترسیب کربن در بخش‌هایی از سرزمین که با بیشترین تخریب پوشش‌های جنگلی مواجه بوده و از این‌رو حداکثر اتلاف کربن در این بخش‌ها روی داده است، معادل ۳۰/۷- و حداکثر ترسیب در قسمت‌هایی که پوشش جنگلی آن در بیشترین تراکم خود بوده است به۲٦/۹ تن می‌رسد. همچنین میانگین در هکتار ترسیب کربن در طی این دوره زمانی در سراسر پهنه سرزمین ۱/۱۳- تن در هکتار بوده است که مبین نزولی‌شدن توان ترسیب کربن به‌دلیل صعودی شدن تخریب و جایگزینی پوشش جنگلی است.

ارزش‌گذاری اقتصادی کربن

خروجی نهایی حاصل از فرآیند مدل‌سازی کربن در محدوده موردپژوهش، تهیه نقشه توزیع ارزش/ هزینه ناشی از ترسیب/ اتلاف کربن در پهنه سرزمین تحت دو شرایط پایه و جاری بود (شکل ۳-د). چون در محدوده موردپژوهش دوهزار و سه‌هزار بر اساس محاسبات مدل طی دوره زمانی ۱۳٦۳ تا ۱۳۹۵، در مجموع توان ترسیب کربن به مقدار ۱,۹۲۷,٤٧٤- تن کاهش یافته است، این مقدار با احتساب مبلغ ۱۱۰ دلار به‌عنوان هزینه انتشار هر تن کربن و با در نظر گرفتن نرخ تنزیل ١٤ درصد، هزینه‌ای (خسارتی) معادل ۵۳,۱۳۷,۲۵۸/۸۰- دلار آمریکا طی سه‌دهه ایجاد کرده است. این مبلغ با در نظر گرفتن میانگین نرخ دلار طی سال‌های ۹۵-۱۳٦۳ معادل ۱۰۷۰۰ ریال بر اساس اطلاعات حاصل از سایت بانک مرکزی جمهموی اسلامی ایران (www.cbi.ir) مبلغی معادل ٥٦٨,٥٦٨,٦٦٩,١٦٠ میلیارد ریال است. چنانچه از نقشه ۳- د قابل مشاهده است، حداکثر خسارت در هکتار اتلاف کربن ناشی از تخریب پوشش جنگلی ۸٤۸/۵- دلار است. بر همین اساس، بیشینه ارزش اقتصادی توان ترسیب کربن در هکتار در بخش‌هایی از سرزمین که پوشش جنگلی متراکم‌تری دارند، ۷٤۱/۸ دلار است. دلیل این تفاوت چشمگیر آن است که در حالی‌که اراضی جنگلی کم ارتفاع‌تر که در دسترس برای تبدیل به سکونتگاه و باغ هستند سیر تخریب شدیدتری را تجربه می‌کنند، هنوز اراضی جنگلی متراکمی در بالادست باقی‌مانده است که همچنان دارای توان ترسیب بالایی است. با این‌حال میانگین ارزش خالص فعلی ترسیب کربن معادل با ۳۱/۳- دلار در هکتار بوده است که به مفهوم افزایش اتلاف کربن و بروز خسارت ناشی از کاهش توان ترسیب در کل محدوده مورد پژوهش است.

بحث

تغییرات در پوشش/ کاربری از طریق تبدیل پوشش طبیعی جنگل به دیگر کاربری‌های انسانی مانند سکونتگاه و مزرعه، می‌تواند به اتلاف توان ترسیب و کاهش سطوح ذخیره کربن در طول زمان منجر شود (Arneth *et al*., 2017; Grinand *et al*., 2017; Mahowald *et al*., 2017). با تشدید اثرهای ناشی از تغییر اقلیم جهانی بر اکوسیستم‌های جنگلی و نیاز به سنجش کربن ذخیره‌شده و ترسیب‌یافته در این اکوسیستم‌ها در پژوهش‌های کاهش انتشار، ضرورت انجام این‌گونه ارزیابی‌ها با اتکاء به روش‌ها و مدل‌هایی که بتواند پیچیدگی‌های حاکم بر چنین پژوهش‌هایی را کاهش دهد، به‌صورت روزافزون احساس می‌شود. به‌ویژه در محدوده مورد پژوهش این پژوهش که تغییرات شدید پوشش/ کاربری زمین را به‌واسطه توسعه سکونتگاه‌های انسانی تجربه می‌کند، انجام چنین ارزیابی‌هایی می‌تواند به‌عنوان یک نیاز مبرم برای سیاست‌گذاری‌های مؤثر برای توسعه متوازن

محیط انسان‌ساخت و حفاظت جنگل‌ها تلقی شود (Zarandian *et al*., 2016; Zarandian *et al*., 2017). با این‌حال چون به‌طور معمول در انجام ارزیابی‌های محیط‌زیستی به‌دلیل محدودیت در زمان و بودجه، امکان نمونه‌برداری‌های متعدد و کافی برای نمایش تغییرات فضایی- زمانی ذخیره و ترسیب کربن در مقیاس‌های بزرگ آبخیزی یا سرزمینی وجود ندارد، بررسی‌های مربوط به این خدمت مهم بوم سازگان با غفلت مواجه می‌شود. در این پژوهش سعی شد تا کاربرد یک مدل متناسب، برای کمی‌سازی و نقشه-سازی تغییرات ذخیره کربن در نواحی وسیع و در اثر محرکه‌های انسانی، با استفاده از نمونه‌برداری‌های محدود و گسسته یا داده‌های حاصل از پژوهش‌های پیشین معرفی شود. روش اصلی مورداستفاده در این پژوهش، تهیه داده‌های پوشش/ کاربری زمین از روی تصاویر ماهواره‌ای و استفاده از آن‌ها در مدل کربن InVEST، برای کمی‌سازی اثرهای تغییرات ساختار پوشش/ کاربری زمین بر توزیع فضایی موجودی ذخیره کربن تجمیع شده در چهار مخزن زیست‌توده بالازمینی، زیرزمینی، مواد آلی مرده و خاک برای دوره زمانی گذشته تا حال بوده است. با تعیین روند تغییرات فضایی سرزمین در طول زمان مبتنی بر مقایسه پوشش/ کاربری واحدهای سرزمینی پایه و جاری مشخص شد که به‌واسطه توسعه شتابان سکونتگاه‌های انسانی و باغ‌های مجاور آن‌ها، پوشش طبیعی جنگلی در محدوده موردپژوهش طی سه‌دهه اخیر هم از نظر کمی و هم از نظر کیفی مورد تخریب قرار گرفته است. بروز چنین وضعیتی علاوه بر اینکه منجر به کاهش توان ترسیب کربن به مقدار تقریبی دو میلیون تن طی سه دهه گذشته شده است، می‌تواند در صورت تداوم این روند خسارتی هنگفت از نظر اقتصادی در اثر اتلاف کربن ذخیره‌شده در سرزمین و انتشار احتمالی آن به اتمسفر در مقاطع زمانی آینده وارد کند. بدیهی است چنین نتایجی می‌تواند علاوه بر امکان‌پذیری در نظر گرفتن محاسبات کربن در ارزیابی‌های محیط‌زیستی رایج در محدوده مورد پژوهش، فرصت ارزشمندی را برای بازنگری در سیاست‌های فعلی تخصیص زمین و پشتیبانی از سیاست‌گذاری‌های آتی حفاظت از جنگل فراهم کند و همچنین مبنایی برای تصمیم‌گیری، طراحی و سرمایه‌گذاری بر پروژه‌های کاهش انتشار ناشی از جنگل‌زدایی و تخریب جنگل (REDD) را فراهم کند. نتایج حاصل از مدل‌سازی فضایی ـ زمانی توزیع کربن در سرزمین مورد پژوهش و تغییرات آن به‌واسطه تغییرات در پوشش/ کاربری زمین با پژوهش‌های قبلی دیگر از دیدگاه‌های مختلفی قابل مقایسه است. Wang و همکاران، ارتباط بین کربن آلی خاک و متغیرهای محیط‌زیستی را در Wafangdian در کشور چین با استفاده از مدل boosted regression tree (BRT) کمی‌سازی کرده‌اند (Wang *et al*., 2016). بر اساس نتایج پژوهش‌های آن‌ها تغییرات شدید کاربری زمین و تبدیل زمین‌های کشاورزی به شهری اثرهای قابل‌توجهی بر ذخیره کربن آلی خاک داشته است که چنین نتیجه‌ای با نتایج پژوهش ما از نظر کاستی ذخیره و ترسیب کربن در اثر تبدیل زمین‌های جنگلی به سکونتگاه هم‌خوانی دارد. وجه تمایز این پژوهش با پژوهش آن‌ها این است که در پژوهش حاضر، علاوه بر کربن آلی خاک، ذخیره کربن موجود در مخازن دیگر و زیست‌توده بالازمینی و زیرزمینی و مواد آلی مرده نیز در محاسبات و مدل‌سازی در نظر گرفته شده است. Egoh و دیگران نواحی اولویت‌دار برای مدیریت خدمات بوم‌سازگان در مراتع جنوب آفریقا را بر اساس توزیع فضایی پنج خدمت بوم‌سازگان و ذخیره کربن نقشه‌سازی کردند (Egoh *et al*., 2013).

در پژوهش آن‌ها داده‌های مربوط به ذخیره کربن از پایگاه داده‌های جهانی خاک (Shangguan *et al*., 2014) استخراج شد و فقط شامل مخزن زیست‌توده زیرزمینی بود. ضمن اینکه نواحی تدارک‌گر این خدمت اکوسیستمی به روش توصیفی و با استفاده از ارزش‌های نسبی مشخص شد. وجه تمایز پژوهش ما از نظر برآورد موجودی کربن در تعداد بیشتری از مخازن و همچنین امکان تعیین کمیت‌های متریک توزیع آن در پهنه سرزمین بود که به‌دلیل کاربست رویکرد مدل‌سازی در این پژوهش میسر شد. یک روش دیگر که در برخی پژوهش‌ها مورد استفاده قرارگرفته است، برآورد تولید خالص اولیه به روش دورسنجی است. این روش توسط Raudsepp-Hearne و همکاران (2010) برای نقشه‌سازی ترسیب کربن در سرزمین جنگلی در کبک کانادا استفاده شده که وجه تمایز آن اتکا به داده‌های دورسنجی حاصل از تصاویر ماهواره‌ای مودیس است. در این روش تنها نقشه‌سازی زیست‌توده بالازمینی و مقدار خالص تعادل کربن مورد اندازه‌گیری قرار می‌گیرد (Raudsepp-Hearne *et al*., 2010). Sil و همکاران (2017)، در پژوهش مشابهی، اثرهای تغییر پوشش/ کاربری سرزمین را بر خدمت اکوسیستمی تنظیم اقلیم در یک حوضه آبریز کوهستانی در کشور پرتغال از طریق کمی سازی، نقشه‌سازی و ارزش‌گذاری اقتصادی ذخیره و ترسیب کربن ارزیابی کرده‌اند (Sil *et al*., 2017). آن‌ها در پژوهش‌شان مقدار کل کربن ذخیره شده در سرزمین کوهستانی رودخانه سابور را در سال ۱۹۹۰ معادل ٤٧/٢١ تن در هکتار برآورد کردند که نسبت به کمیت تعیین شده در پژوهش ما که ١٥/٢١ تن در هکتار در سال ١٣٦٣ بوده است، مقدار بالاتری را نشان می‌دهد. همچنین آن‌ها میانگین نرخ ترسیب کربن را در دوره زمانی ٢٠٠٦-١٩٩٠ معادل ١/٤ تن در هکتار در سال برآورد کردند که این مقدار در این پژوهش برای دوره زمانی ۹۵-۱۳٦۳ معادل ۱/۱۳- تن در هکتار در سال است. این تفاوت در نرخ ترسیب کربن به‌دلیل تفاوت در روند تغییرات پوشش کاربری است به‌طوری که در سناریوهای مورد پیش‌بینی آن‌ها پوشش طبیعی جنگلی دارای روند افزایشی است در حالی‌که در محدوده موردپژوهش ما روند موجود تغییرات کاربری نشان دهنده کاهش شدید پوشش‌های جنگلی است. همچنین دراین پژوهش سطوح بالاتر ترسیب کربن به‌طور کلی در مناطق ارتفاعی میانی که تحت پوشش جنگل متراکم هستند. علاوه بر آن، تعادل منفی ترسیب کربن و ذخیره آن (انتشار خالص کربن) بر اساس سناریوی‌های اجرا شده، به‌صورت بالقوه در نواحی روی داده است که در حال تبدیل پوشش کاربری از جنگل به دیگر کاربری‌های انسانی باشند که این نتیجه نیز کاملاً با پژوهش آنان هم‌خوانی دارد. مهم‌ترین محدودیت‌های این پژوهش، عدم امکان نمونه‌برداری برای تعیین دقیق کربن ذخیره شده در مخازن کربن بر اساس پژوهش‌های مستقیم بوده است که موجب شد تحلیل عدم قطعیت برای مقادیر محاسبه‌شده ذخیره و ترسیب کربن در محدوده مورد پژوهش میسر نشود. اگرچه بروز این محدودیت می‌تواند کمیت‌های برآوردی را تا حدی دچار عدم قطعیت کند، اما با توجه به فقدان داده‌ها و فقدان کاربرد روش‌های متناسب مدل‌سازی کربن در محدوده مورد پژوهش این پژوهش، نتایج حاصل از آن به‌مراتب دقیق‌تر از نتایج حاصل از ارزیابی‌های توصیفی قبلی است و می‌تواند زیربنایی را برای کاربرد روش ارائه شده در این پژوهش در پژوهش‌های فیلدی آینده ارائه کند. از این‌رو انجام پژوهش‌های پایلوت در آینده همراه با نمونه‌برداری‌های گسترده از منطقه رویش هیرکانی به‌ویژه برای تعیین زیست‌توده

بالازمینی و کربن آلی خاک پیشنهاد می‌شود چراکه استفاده از داده‌های حاصله از آن در فرآیند مدل‌سازی که در این پژوهش ارائه شد، می‌تواند نتایج قابل تعمیمی را برای کل منطقه رویشی هیرکانی دربر داشته باشد.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، خدمت بوم سازگان تنظیم اقلیم از طریق مدل‌سازی بیوفیزیکی و اقتصادی ذخیره و ترسیب کربن در سرزمین جنگلی دوهزار و سه‌هزار در منطقه رویشی هیرکانی در شمال ایران مورد ارزیابی قرار گرفت. به‌طور کلی، تغییرات پوشش جنگلی محدوده موردپژوهش در دوره زمانی بین سالهای ۹۵-۱۳۶۳، اثرهای منفی بر مقدار کل ذخیره کربن داشته است به‌نحوی که این مقدار طی سه‌دهه معادل ۷ درصد کاهش پیدا کرده است که دلیل اصلی آن تبدیل پوشش طبیعی جنگل به دیگر کاربری‌های انسانی و همچنین مدیریت ضعیف جنگل است. این کاهش ۷ درصدی در مقدار ذخیره کربن جنگلی، به‌نوبه خود منجر به کاهش توان ترسیب کربن طی دوره زمانی موردنظر به مقدار تقریبی دو میلیون تن شده است. به غیر از ابعاد بوم‌شناختی مترتب بر کاش توان ترسیب کربن در محدوده مورد پژوهش، از نظر اقتصادی نیز خسارتی معادل ۵۶۸,۵۶۸,۶۹۹,۱۶۰ میلیارد ریال به‌دنبال داشته است. هدف اصلی این پژوهش، کاربست و معرفی مدلی برای ارزیابی فضایی ـ زمانی کربن و تعیین کمیت تغییرات دینامیکی و برآورد ارزش‌ها و هزینه‌های احتمالی ناشی از احیا/ اتلاف این خدمت بوم‌سازگان برای کمک به برنامه‌ریزی و سیاست‌گذاری تخصیص زمین و مدیریت جنگل بوده است. با توجه به اینکه انجام چنین ارزیابی‌هایی در کشورهای درحال‌توسعه مانند ایران همواره با نگرانی‌هایی در زمینه کمبود داده‌ها و ضعف دانش فنی در کاربرد فن‌ها و مدل‌های متناسب همراه است، روش ارائه شده در این پژوهش می‌تواند همراه با سرمایه‌گذاری برای تولید و جمع‌آوری داده‌های محدود، روند انجام ارزیابی‌های کمی و با دقت بالاتر و همچنین قابلیت نمایش شفاف فضایی داده‌های بیوفیزیکی و اقتصادی را در ارتباط با نقش بوم سازگان‌های جنگلی در تنظیم اقلیم تسهیل کند. نتایج حاصل از این پژوهش می‌تواند در برنامه‌ریزی و مدیریت آگاهانه توسعه و محیط‌زیست کاربرد داشته باشد. پژوهش نشان داد که تغییرات پوشش/ کاربری می‌تواند اثرهای چشمگیری بر دینامیک فضایی زمانی کربن و درنتیجه تنظیم اقلیم در محدوده موردبررسی داشته باشد. چگونگی تداوم این تغییرات و رفتن به سمت بدترشدن یا برعکس تغییر مسیر به‌سمت بهبودی بستگی تام به سیاست‌ها و تصمیمات برنامه‌ای آتی دارد. این سیاست‌ها و تصمیم‌ها می‌تواند بر اساس نتایج پژوهش فواید و هزینه‌های قابل‌توجهی را به‌دنبال داشته باشد. با توجه به تشدید روند تغییرات اقلیمی و تعهدات ایران در کاهش انتشار تحت موافقت‌نامه پاریس، مناطق جنگلی شمال ایران و چگونگی مدیریت آن‌ها می‌تواند بخش مهمی از فعالیت‌های سیاستی مربوط به تخفیف اثرهای تغییر اقلیم را به‌خود اختصاص دهند. بر این اساس برنامه‌ریزی توسعه و جنگل‌داری در شمال ایران باید به‌صورت یکپارچه با توسعه سکونتگاه‌های روستایی، حفاظت از محیط‌زیست و کشاورزی، ترسیب کربن را نیز به‌عنوان یک معیار در اتخاذ تصمیمات خود قرار دهد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله از آقایان علیرضا رحمتی و مجید رمضانی مهریان که در تهیه داده‌های پایه این پژوهش نقش ارزشمندی را ایفا کرده‌اند، تشکر می‌کنند. این

پژوهش با حمایت مالی پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار وابسته به سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران به‌عنوان یکی از طرح‌های پژوهشی داخلی نهاد مذکور انجام شده است.

References

- Aalde, H., P. Gonzalez, M. Gytarsky, T. Krug, W. A. Kurz, R. D. Lasco, D. L. Martino, B. G. McConkey, S. Ogle & K. Paustian, 2006. Generic methodologies applicable to multiple land-use categories, *IPCC guidelines fornational greenhouse gas inventories,* 4:1-59.
- Alcamo, J. & T. Ribeiro, 2001. Scenarios as tools for international environmental assessments. 24.
- Amirnejad, H., S. Khalilian, M. H. Assareh & M. Ahmadian, 2006. Estimating the existence value of north forests of Iran by using a contingent valuation method, *Ecological Economics*, 58(4): 665-675.(In Persian)
- Amiro, B., A. Barr, J. Barr, T. A. Black, R. Bracho, M. Brown, J. Chen, K. Clark, K. Davis & A. Desai, 2010. Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G4).
- Arneth, A., S. Sitch, J. Pongratz, B. Stocker, P. Ciais, B. Poulter, A. Bayer, A. Bondeau, L. Calle & L. Chini, 2017. Historical carbon dioxide emissions caused by land-use changes are possibly larger than assumed, *Nature Geoscience*, 10(2): 79-84.
- Ashraf Vaghefi, S., S. Mousavi, K. Abbaspour, R. Srinivasan & H. Yang, 2014. Analyses of the impact of climate change on water resources components, drought and wheat yield in semiaridregions: Karkheh River Basin in Iran, *Hydrological Processes*, 28(4): 2018-2032(In Persian).
- Azari, M., H. R. Moradi, B. Saghafian & M. Faramarzi, 2016. Climate change impacts on stream flow and sediment yield in the North of Iran, *Hydrological Sciences Journal*, 61(1): 123-133. (In Persian)
- Bagstad, K. J., D. J. Semmens, S. Waage & R. Winthrop, 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation, *Ecosystem Services*, 5: 27-39.
- Baral, H., R. J. Keenan, J. C. Fox, N. E. Stork & S. Kasel, 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia, *Ecological Complexity*, 13:35-45.
- Baral, H., R. J. Keenan, N. E. Stork & S. Kasel, 2014b. Measuring and managing ecosystem goods and services in changing landscapes: a south-east Australian perspective, *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(7): 961-983.
- Baral, H., R. J. Keenan, S. K. Sharma, N. E. Stork & S. Kasel, 2014a. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, *Australia. Ecological Indicators*, 36: 552-562.
- Brovkin, V., L. Boysen, V. Arora, J. Boisier, P. Cadule, L. Chini, M. Claussen, P. Friedlingstein, V. Gayler & B. Van Den Hurk, 2013. Effect of anthropogenic land-use and land-cover changes on climate and land carbon storage in CMIP5 projections for the twenty-first century, *Journal of Climate*, 26(18): 6859-6881.
- Brown, S., 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Food & Agriculture Org press, 134 p.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller & W. Windhorst, 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services–a concept for land-cover based assessments, *Landscape online*, 15(1): 1-22.
- Canadell, J. G. & M. R. Raupach, 2008. Managing forests for climate change mitigation, *Science*, 320(5882): 1456-1457.
- Capoor, K. & P. Ambrosi, 2007. State and trends of the carbon market 2007.
- Caspersen, J. P., S. W. Pacala, J. C. Jenkins, G. C. Hurtt, P. R. Moorcroft & R. A. Birdsey, 2000. Contributions of land-use history to carbon accumulation in US forests, *Science*, 290(5494): 1148-1151.
- Chen, J., R. John, G. Sun, S. McNulty, A. Noormets, J. Xiao, M. G. Turner & J. F. Franklin, 2014. Carbon fluxes andstorage in forests and landscapes. In: Forest Landscapes and Global Change. Springer press, pp: 139-166
- Cordingley, J. E., A. C. Newton, R. J. Rose, R. T. Clarke & J. M. Bullock, 2016. Can landscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity–ecosystem

service trade-offs?, *Journal of applied ecology*, 53(1): 96-105.
- Delaney, M., S. Brown, A. E. Lugo, A. Torres-Lezama & N. B. Quintero, 1998. The Quantity and Turnover of Dead Wood in Permanent Forest Plots in Six Life Zones of Venezuela1, *Biotropica*, 30(1): 2-11.
- Eggleston, H., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, P. O'Farrel, D. l. Maitre & R. Cowling, 2013. Identifying priority areas for ecosystem services management in South Africa. Pages 1770-1774 in Revitalising Grasslands to Sustain our Communities, In Proceedings, 22nd International Grassland Congress, New South Wales Department of Primary Industry. Sydney, Australia.
- El-Baha, A., F. Assessment, T. Omran, P. Regato, M. Saket, S. Braatz, M. Achouri, J. Tranberg & S. Rose, 2010. Forests and climate change in the Near East region.
- Eskandari, H., M. Borji, H. Khosravi & T. Mesbahzadeh, 2016. Desertification of forest, range and desert in Tehran province, affected by climate change, *Solid Earth*, 7(3): 905-915. (In Persian)
- Falahatkar, S., S. M. Hosseini, A. S. Mahiny, S. Ayoubi & S. Q. Wang, 2014. Soil organic carbon stock as affected by land use/cover changes in the humid region of northern Iran, *Journal of Mountain Science*, 11(2): 507-518. (In Persian)
- Gibbs, H. K., S. Brown, J. O. Niles & J. A. Foley, 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality, *Environmental Research Letters*, 2(4): 045023.
- Grinand, C., G. Le Maire, G. Vieilledent, H. Razakamanarivo, T. Razafimbelo & M. Bernoux, 2017. Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote-sensing, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 54: 1-14.
- Haghdoost, N., M. Akbarinia, S. M. Hosseini & Y. Kooch, 2011. Conversion of Hyrcanian degraded forests to plantations: Effects on soil C and N stocks, *Anna Biol Research*, 50: 385-399. (In Persian)
- Hamilton, K., R. Bayon, G. Turner & D. Higgins, 2007. State of the voluntary carbon markets 2007. Picking up steam. Washington, DC.
- Hanson, P., N. Edwards, C. T. Garten & J. Andrews, 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations, *Biogeochemistry*, 48(1): 115-146.
- Iverson, L., C. Echeverria, L. Nahuelhual & S. Luque, 2014. Ecosystem services in changing landscapes: an introduction. Springer press.
- Jackson, B., T. Pagella, F. Sinclair, B. Orellana, A. Henshaw, B. Reynolds, N. Mcintyre, H. Wheater & A. Eycott, 2013. Polyscape: A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services, *Landscape and Urban Planning*, 112: 74-88.
- Jafari, Z. & S. S. Mesri, 2015. Soil Carbon Sequestration Capacity in Different Land Uses (Case Study: Award Watershed in Mazandaran Province), *Environmental Resources Research*, 3(2): 139-150. (In Persian)
- Jobbágy, E. G. & R. B. Jackson. 2000. The vertical distributionof soil organic carbon and its relation to climate and vegetation, *Ecological applications*, 10(2): 423-436.
- Juwarkar, A., A. Varghese, S. Singh, V. Aher & P. Thawale, 2011. Carbon sequestration potential in aboveground biomass of natural reserve forest of Central India, *International journal of Agriculture: Research and review*, 1(2): 80-86.
- Kelly, R. A., A. J. Jakeman, O. Barreteau, M. E. Borsuk, S. ElSawah, S. H. Hamilton, H. J. Henriksen, S. Kuikka, H. R. Maier & A. E. Rizzoli, 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management, *Environmental modelling & software*, 47: 159-181.
- Kooch, Y., T. Theodose & P. Samonil, 2014. Role of deforestation on spatial variability of soil nutrients in a Hyrcanian forest, *Ecopersia*, 2(4): 779-803.
- Losi, C. J., T. G. Siccama, R. Condit & J. E. Morales, 2003. Analysis of alternative methods for estimating carbon stock in young tropical plantations, *Forest Ecology and Management*, 184(1-3): 355-368.
- Mackey, B., H. Keith, S. L. Berry & D. B. Lindenmayer, 2008. Green carbon: the role

of natural forests in carbon storage. ANU E Press.
- Mahowald, N. M., J. T. Randerson, K. Lindsay, E. Munoz, S. C. Doney, P. Lawrence, S. Schlunegger, D. S. Ward, D. Lawrence & F. M. Hoffman, 2017. Interactions between land use change and carbon cycle feedbacks, *Global Biogeochemical Cycles*, 31(1): 96-113.
- McKinley, D. C., M. G. Ryan, R. A. Birdsey, C. P. Giardina, M. E. Harmon, L. S. Heath, R. A. Houghton, R. B. Jackson, J. F. Morrison & B. C. Murray, 2011. A synthesis of current knowledge onforests and carbon storage in the United States, *Ecological applications*, 21(6): 1902-1924.
- Metcalf, G. E. & J. H. Stock, 2017. Integrated assessment models and the social cost of carbon: a review and assessment of US experience, *Review of Environmental Economics and Policy*, 11(1): 80-99.
- Mokany, K., R. Raison & A. S. Prokushkin, 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes, *Global Change Biology*, 12(1): 84-96.
- Nordhaus, W., 2007. Critical assumptions in the Stern Review on climate change, *Science*, 317(5835): 201-202.
- Pagiola, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica, *Ecological economics*, 65(4): 712-724.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis & J. G. Canadell, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests, *Science*, 333(6045): 988-993.
- Panahi, M., 2005. Economic valuation of Hyrcanian forests. PhD thesis. University of Tehran, Karaj, Iran. 294 p (in Persian)
- Pato, M., A. Salehi, Gh. Zahedi Amiri & A. Banj Shafiei, 2017. The economic value of carbon storage functions in different land uses of northern Zagros forests, *Journal of Forest Research and Developmen*, 2(4): 367-377. (In Persian)
- Pearson, T., S. Walker & S. Brown, 2013. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects.
- Peters, G. P., G. Marland, C. Le Quéré, T. Boden, J. G. Canadell & M. R. Raupach, 2012. Rapid growth in CO2 emissions after the 2008-2009 global financial crisis, *Nature Climate Change*, 2(1): 2-4.
- Poorzady, M. & F. Bakhtiari, 2009. Spatial and temporal changes of Hyrcanian forest in Iran, *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 2(5): 198-206. (In Persian)
- Rahimi, J., M. Ebrahimpour & A. Khalili, 2013. Spatial changes of extended De Martonne climatic zones affected by climate change in Iran, *Theoretical and applied climatology*, 112(3-4): 409-418. (In Persian)
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson & E. Bennett, 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11):5242-5247.
- Scharnweber, T., M. Rietschel & M. Manthey, 2007. Degradation stages of the Hyrcanian forests in southern Azerbaijan, *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 46(2): 133-156.
- Scott-Brown, M., G. Sauer, S. Truswell, D. Olson, C .Rehbein, L. Robinson, K. Hughes-Field & P. Kinnear, 2007. Ecosystem Goods and Services Assessment - Southern Alberta PHASE 2 Report - Version 2: Conceptual Linkages and Initial Assessment. Alberta Environment.
- Shahrokhzadeh, U., H. Sohrabi & C. A. Copenheaver, 2015. Aboveground biomass and leaf area equations for three common tree species of Hyrcanian temperate forests in northern Iran, Botany, 93(10): 663-670. (In Persian)
- Shangguan, W., Y. Dai, Q. Duan, B. Liu & H. Yuan, 2014. A global soil data set for earth system modeling, *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 6(1): 249-263.
- Sharp, R., 2014. InVEST 3.0. 1 user guide. The Natural Capital Project. Stanford, CA. Available fromhttp://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/current_release/(accessed August 2014).
- Sherrouse, B. C., J. L. Riegle & D. J. Semmens, 2010. Social values for ecosystem services (SolVES): A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services-Documentation and user manual, version 1.0. 2331-1258, US Geological Survey.
- Shooshtari, J. S., S. M. Hosseini, A. Esmaili-Sari & M. Gholamalifard, 2012. Monitoring land cover change, degradation, and restoration of the Hyrcanian forests in northern Iran (1977-2010), *International*

Journal of Environmental Sciences, 3(3): 1038. (In Persian)
- Shooshtari, S., K. Shayesteh, M. Gholamalifard, M. Azari & J. López-Moreno, 2018. Land cover change modelling in Hyrcanian forests, northern Iran: a landscape pattern and transformation analysis perspective, *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 44(2): 743-761.
- Sil, Â., F. Fonseca, J. Gonçalves, J. Honrado, C. Marta-Pedroso, J. Alonso, M. Ramos & J. C. Azevedo, 2017. Analysing carbon sequestration and storage dynamics in a changing mountain landscape in Portugal: insights for management and planning, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(2): 82-104.
- Socolow, R. H. & S. W. Pacala, 2006. A plan to keep carbon in check, *Scientific American*, 295(3): 50-57.
- Socolow, R. H., 2005. Can we bury global warming?, *Scientific American*, 293(1): 49-55.
- Soleimani, A., S. Hosseini, B. A. Massah, M. Jafari & R. Francaviglia, 2017. Simulating soil organic carbon stock as affected by land cover change and climate change, Hyrcanian forests (northern Iran), *The Science of the total environment*, 599: 1646-1657. (In Persian)
- Stern, N. H., 2007. The economics of climate change: the Stern review. Cambridge University press.
- Tallis, H., T. Ricketts, A. Guerry, S. Wood, R. Sharp, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero & K. Vigerstol, 2013. InVEST 2.5. 6 User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, Natural Capital Project Stanford, Palo Alto, CA, 155.
- Tol, R. S., 2009. The economic effects of climate change, *The Journal of Economic Perspectives*, 23(2): 29-51.
- Tol, R., 2017. The Private Benefit of Carbon and its Social Cost.
- Turner, K. G., S. Anderson, M. Gonzales-Chang, R. Costanza, S. Courville, T. Dalgaard, E. Dominati, I. Kubiszewski, S. Ogilvy & L. Porfirio, 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration, *Ecological Modelling*, 319: 190-207.
- United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Available online: http://whc.unesco.org/en/tentativelists/5214/ (assessed on 29 September 2015).
- Vahedi, A. A., 2017. Monitoring soil carbon pool in the Hyrcanian coastal plain forest of Iran: Artificial neural network application in comparison with developing traditional models, *Catena*, 152: 182-189. (In Persian)
- Vahedi, A., A. Mataji, S. Babayi-Kafaki, J. Eshaghi-Rad, S. Hodjati & A. Djomo, 2014. Allometric equations for predicting aboveground biomass of beech-hornbeam stands in the Hyrcanian forests of Iran, *Journal of Forest Science*, 60(6): 236-247. (In Persian)
- Vahedi, A., A. R. Bijani-Nejad & A. Djomo, 2016. Horizontal and vertical distribution of carbon stock in natural stands of Hyrcanian lowland forests: A case study, Nour Forest Park, Iran, *Journal of Forest Science*, 62(11): 501-510. (In Persian)
- Van der Heijden, K., 2011. Scenarios: the art of strategic conversation. John Wiley & Sons press.
- Villa, F., M. Ceroni, K. Bagstad, G. Johnson & S. Krivov, 2009. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services): A new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation.in 11Th annual BIOECON conference on economic instruments to enhance the conservation and sustainable use of biodiversity, 11Th annual BIOECON conference on economic instruments to enhance the conservation and sustainable use of biodiversity, conference - proceedings. Venice, Italy.

Wang, S., Q. Wang, K. Adhikari, S. Jia, X. Jin & H. Liu, 2016. Spatial-Temporal Changes of Soil Organic Carbon Content in Wafangdian, China, *Sustainability*, 8(11): 1154
- Wollenberg, E., D. Edmunds & L. Buck, 2000. Using scenarios to make decisions about the future: anticipatory learning for the adaptive co-management of community forests, *Landscape and urban planning*, 47(1-2): 65-77.
- Zarandian, A., H. Baral, A. R. Yavari, H. R. Jafari, N. E. Stork, M. A. Ling & H. Amirnejad, 2016. Anthropogenic Decline of Ecosystem Services Threatens the Integrity of the Unique Hyrcanian (Caspian) Forests in Northern Iran, *Forests*, 7(3):51. (In Persian)

- Zarandian, A., H. Baral, N. E. Stork, M. A. Ling, A. R. Yavari, H. R. Jafari & H. Amirnejad, 2017. Modeling of ecosystem services informs spatial planning in lands adjacent to the Sarvelat and Javaherdasht protected area in northern Iran, *Land Use Policy*, 61: 487-500. (In Persian)

- Zhou, G., X. Wei, X. Chen, P. Zhou, X. Liu, Y. Xiao, G. Sun, D. F. Scott, S. Zhou & L. Han, 2015. Global pattern for the effect of climate and land cover on water yield, *Nature communications*, 6: 5918.

Land use change impacts and cost estimation of capacity loss of carbon storage and sequestration in the Hyrcanian forested landscape using InVEST model

J. Badamfirooz[1], A.Zarandian[*2], R. Mousazadeh[3] and B.Azimi[4]

1- Assistant Professor, Research Center for Environment and Sustainable Development, RCESD, Department of Environment, Tehran, I. R. Iran. (badam1392@gmail.com)
2- Associate Professor, Research Center for Environment and Sustainable Development, RCESD, Department of Environment, Tehran, I. R. Iran. (azarandian@gmail.com)
3- Member of the Research group of Environmental Economics, Research Center for Environment and Sustainable Development, Department of Environment, Tehran, I. R. Iran. (roya.mousazadeh@gmail.com)
4- Member of the Research group of Environmental Assessment and Risk, Research Center for Environment and Sustainable Development, Department of Environment, Tehran, I. R. Iran. (baharazimi94@gmail.com)

Received: 23.11.2017 Accepted: 12.06.2018

Abstract

In this study, firstly, the process of changes in land coverage/usage was determined through satellite image analysis in the Dohezar and Sehezar forested landscape in Tonekabon County, Mazandaran Province during the years of 1984-2016 .Then, impacts of changes in land coverage/usage on the quantity of carbon sequestration and storage were mapped, quantified and valued using InVEST carbon model within the same time period. The result showed that dense and low-dense forest cover have been decreased by 18 and 55 percent, respectively during three decades, while semi-dense forest has been increased by 63 percent. It was also found that the effects of these structural changes in forest cover have reduced carbon sequestration capacity by 1927474 tons. This reduction has caused a loss of 53,137,258.80 US $ (equivalent to 568,568,699,160 billion rials) over three decades.

Keywords: Dohezar & Sehezar forested watershed, Ecosystem services, Carbon spatiotemporal dynamics.

[*] Corresponding author Tel: +982188233260