

برآورد هزینه‌های محلی حفاظت: استفاده از رویکرد مدل‌سازی انتخاب در استخراج تمایل به پذیرش

زهرا مشایخی^۱، غلامعلی شرزهای^{۲*}؛ افشین دانه‌کار^۳، وحید ماجد^۴

۱. دانشجوی دکتری، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

۲. دانشیار، گروه اقتصاد بین‌رشته‌ای، دانشکده اقتصاد دانشگاه تهران، تهران، ایران

۳. دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

۴. استادیار، گروه اقتصاد بین‌رشته‌ای، دانشکده اقتصاد دانشگاه تهران، تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۳۱، تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۰/۰۶

چکیده

هدف از این مطالعه، برآورد هزینه فرصت اقتصادی حفاظت از جنگل‌های مانگرو واقع در جزیره قشم برای جوامع محلی است. مهم‌ترین کارکردهای استفاده‌ای جنگل‌های مانگرو در این منطقه، امکان گردشگری، فعالیت‌های شیلاتی و سرشاخه‌چینی محدود است. رویکرد مدل‌سازی انتخاب برای برآورد هزینه کاهش بهره‌برداری از جنگل‌ها توسط مردم محلی تحت سناریوهای فرضی حفاظت استفاده شده است که بابت کاستن از بهره‌برداری‌هایشان، مبلغی برای جبران خسارت یا درآمد ازدست‌رفته به آنها پرداخت می‌شود. داده‌ها و اطلاعات لازم از خانوارهای ساکن در روستاهای بلافصل جنگل‌های مانگرو به دست آمد و با کاربرد مدل لاجیت شرطی تحلیل شد. نتایج نشان داد که افراد برای پذیرش ریسک محیط زیستی ناشی از حفاظت، تمایل به دریافت غرامت دارند و امکان گردشگری در جنگل‌های مانگرو بیشترین ارزش نهایی (۲۳۵۰۰۰ ریال در روز) را از دید مردم محلی داراست. همچنین نتایج حاکی از ناهمگنی در ترجیحات افراد است که به متغیرهای درآمد، سن، اندازه خانوار، شغل و سابقه مشارکت در طرح‌های محیط زیستی نسبت داده می‌شود.

واژگان کلیدی: ارزش نهایی، ارزش‌های استفاده‌ای مستقیم، تمایل به پذیرش، جنگل‌های حرا، مدل‌سازی انتخاب.

مقدمه

جنگل‌های مانگرو، اکوسیستم‌های منحصربه‌فردی هستند که منشأ تولید کارکردها و خدمات اکوسیستمی زیادی نظیر تأمین غذا، سوخت و مواد خام اولیه، حفاظت از سواحل، پاکسازی آب و کمک به کاهش آلودگی‌ها، ایجاد محیط زیستگاهی و پرورشگاهی برای آبزیان و پرندگان، ترسیب کربن و تنظیم اقلیم و آب‌وهوا، ایجاد فرصت‌های گردشگری و فراهم‌آوری بستری برای آموزش و پژوهش هستند [۱]. ارزش بسیاری از این خدمات به دلیل اینکه قیمت بازاری

ندارند و قابل دادوستد در بازار نیستند، کم برآورد شده و اغلب در تصمیم‌های مربوط به توسعه و سیاست‌های کاربری اراضی لحاظ نمی‌شوند و این اکوسیستم‌ها در رقابت با کاربری‌های رقیب از بین می‌روند یا تبدیل می‌شوند. از بین رفتن منابع به‌واسطه مالکیت همگانی، فشارهای انسانی و تغییرات طبیعی مانند تغییر اقلیم، از ظرفیت اکوسیستم‌ها در تولید خدمات می‌کاهد که خود، پیامدهای اقتصادی اجتماعی برای انسان خواهد داشت. بر اساس گزارش‌ها، ۳۵ درصد از مانگروهای دنیا در طول دو دهه گذشته از بین رفته‌اند یا به کاربری‌های دیگر تبدیل شده‌اند [۲]. از این رو ارزش‌گذاری اقتصادی و آگاهی از ارزش واقعی این قبیل منابع و رایگان

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۲۱-۸۸۰۰۲۱۵۰

پرداخته‌اند که از آن جمله می‌توان به مطالعات ساتیراتای و باربیر (۲۰۰۱) درباره ارزش تأمین غذا و مواد خام توسط مانگروها [۴]، بدولا و حسین (۲۰۰۵) در زمینه کارکرد حفاظت ساحل [۵]، کنترل فرسایش توسط ساتیراتای و باربیر (۲۰۰۱) [۴]، فیلترینگ مواد مغذی و ترسیب کربن توسط باربیر و همکاران (۲۰۱۱) [۱]، دو و بنت (۲۰۰۷) در زمینه کارکرد زیستگاهی و تنوع زیستی مانگروها [۶] و احمد (۲۰۰۹) درباره خدمات گردشگری آنها [۷] اشاره کرد. با مرور این منابع دیده می‌شود که خدمات تدارکاتی اکوسیستم‌ها مانند تأمین غذا و مواد خام اغلب از طریق روش قیمت‌های بازاری ارزشگذاری می‌شوند، درحالی که بسیاری از جوامع فقیر محلی برای امرار معاش خود وابسته به اکوسیستم‌ها و خدمات آنها هستند و تکیه به قیمت‌های بازار به‌تنهایی برای برآورد ارزش این منابع ممکن است اهمیت آنها در تأمین معاش مردم محلی را نادیده بگیرد [۸] و در نتیجه بهتر است در تعیین ارزش این اکوسیستم‌ها، به روش‌های مبتنی بر ترجیحات و ادراک ذی‌نفعان مانند روش مدل‌سازی انتخاب توجه شود. روش CM را اولین بار لویور و وودورث (۱۹۸۳) توسعه دادند [۹] که به‌طور گسترده در پژوهش‌های حوزه بازاریابی و حمل‌ونقل استفاده شده است، اما در سایر زمینه‌ها مثل محیط زیست و اقتصاد سلامت نسبتاً جدید است. اولین کاربرد CM در زمینه ارزشگذاری منابع محیط زیستی را آداموویچ (۱۹۹۴) گزارش کرد [۱۰]. استفاده از این روش در زمینه مسائل محیط زیستی در کشورهای در حال توسعه جدید است و فقط در چند مطالعه دیده شده است [۱۱-۱۳]. در همه این مطالعات ترجیحات برای ویژگی‌های محیط‌زیستی از طریق پرسش در مورد میزان تمایل به پرداخت (WTP) پاسخ‌دهندگان استخراج شده و استفاده از معیار تمایل به پذیرش (WTA) در مطالعات

تلقی نکردن آنها می‌تواند تا حدود زیادی از تخریب و نابودی آنها جلوگیری و به سیاستگذاران کمک کند تا با تحلیل هزینه و سود اقتصادی پروژه‌ها، سیاست‌های مختلف را رتبه‌بندی و اولویت‌دهی کنند. چنانچه بتوان ارزش‌های اقتصادی منابع ساحلی را به تصویر کشید، می‌توان اهمیت بیشتری برای مدیریت و حفاظت بلندمدت و کنترل سوء بهره‌برداری از آنها قائل شد.

ارزشگذاری و تعیین قیمت کالاها و خدمات محیط‌زیستی به دلیل ماهیت این خدمات و تنوع زیادشان، بسیار دشوار است. در چند دهه اخیر، اقتصاددانان محیط زیست سعی کرده‌اند با استفاده از روش‌های مبتنی بر ترجیحات انسان نسبت به سیستم‌های طبیعی و رابطه آنها با یک کالای بازاری، ارزش کالاها و خدمات اکوسیستمی را به‌صورت پولی بیان کنند. روش‌های مختلفی برای استخراج اطلاعات در مورد ترجیحات افراد توسعه یافته‌اند که به دو رویکرد کلی تقسیم می‌شوند: رویکرد ترجیحات آشکار شده^۱ (RP) و ترجیحات بیان شده^۲ (SP). در رویکرد SP، ترجیحات افراد برای کالای مورد نظر با استفاده از رفتار بیان‌شده افراد در یک موقعیت فرضی ارزیابی می‌شود. این رویکرد شامل روش‌های متعددی از قبیل ارزشگذاری مشروط^۳ (CVM) و مدل‌سازی انتخاب^۴ (CM) است. روش CM که در برخی منابع آزمون انتخاب گسسته^۵ (DCE) هم گفته شده، چارچوب تئوریک مشترکی با روش CVM دارد و در سال‌های اخیر بسیار مورد توجه اقتصاددانان محیط زیست قرار گرفته است [۳].

مطالعات ارزشگذاری اقتصادی مانگروها از دهه ۱۹۹۰ آغاز شده است و پس از آن مطالعات متعددی به بررسی جنبه‌های مختلف کارکردهای اکوسیستمی مانگروها و برآورد ارزش اقتصادی آنها با رویکردهای مختلف

1. Revealed Preferences Approach
2. Stated Preferences Approach
3. Contingent Valuation Method
4. Choice Experiment
5. Discrete Choice Experiment

6. Willingness to Pay
7. Willingness to Accept

می‌آید. همچنین برخی از ساکنان در نواحی اطراف این جنگل‌ها از شاخ‌وبرگ درختان حرا برای تعلیف دام‌های خود استفاده می‌کنند. از دیگر استفاده‌های مستقیم و مهم از جنگل‌های حرا در قشم، کسب درآمد از طریق گردشگری در منطقه است. در منطقه تحقیق چهار اسکله گردشگری فعال وجود دارد که از معدود گزینه‌های مردم منطقه برای کسب درآمد غیر از صیادی است. در حال حاضر این جنگل‌ها به‌ویژه در نواحی نزدیک به روستاها وضعیت کیفی مناسبی ندارند و نیازمند حفاظت بیشتریند.

طراحی مدلسازی انتخاب

اولین مرحله در طراحی یک آزمون، انتخاب، مشخص کردن و تعریف ویژگی‌های مرتبط با سؤال پژوهش و سپس تعیین سطوحی برای هر ویژگی است. در این مطالعه با بررسی دو دسته گروه تمرکز^۲ (یکی کارشناسان و متخصصان در زمینه‌های مختلف جنگل‌های حرای قشم و دیگری افراد خبره و آگاه محلی) و نیز مطالعات کتابخانه‌ای و مرور گزارش‌های موجود، چهار ویژگی شامل امکان استفاده از قایق گردشگری، حراچینی، صید ماهی و پرداخت جبرانی انتخاب شد (جدول ۱).

برای تلفیق سطوح ویژگی‌ها به تعدادی سناریو یا پروفایل محیط زیستی و نیز جانمایی آنها در پرسشنامه‌ها از تکنیک طرح آزمایشی D-optimal و نرم‌افزار Ngene استفاده شد. این طرح شامل ۳۲ گزینه از بین ۱۰۸ گزینه ممکن بود که در چهار بلاک تهیه شدند. هر مجموعه انتخاب شامل دو گزینه پیشنهادی به اضافه وضع موجود است. گزینه‌های یک و دو شامل ترکیبات مختلف از حفاظت، به‌همراه مقادیر دریافتی هر خانوار به طور روزانه است، درحالی که گزینه سه همواره شرایط موجود و بدون دریافت وجه اضافی را نشان می‌دهد. از آنجا که مجموعه گزینه‌ها در سؤال‌های مختلف تغییر می‌کند، تحلیل پاسخ‌های متعدد، برآورد آماری ارزش دریافت‌شده توسط هر سطح ویژگی را ممکن می‌کند.

CM فقط در یک نمونه مطالعه در جهت برآورد دیدگاه مردم محلی نسبت به ارزش‌های غیراستفاده‌ای جنگل‌های استوایی در برزیل دیده شده است [۱۴]. این پژوهش، اولین مطالعه کاربرد مدلسازی انتخاب در برآورد WTA به‌منظور چشم‌پوشی از ارزش‌های استفاده‌ای مستقیم است. هدف از این مطالعه، برآورد هزینه فرصت^۱ اقتصادی حفاظت از جنگل‌های مانگرو واقع در جزیره قشم (که در اصطلاح محلی جنگل‌های حرا خوانده می‌شوند) برای جوامع محلی ساکن اطراف آنهاست. از آنجا که حفاظت، مستلزم کاهش بهره‌برداری توسط جوامع محلی است، رویکرد مدلسازی انتخاب جهت برآورد هزینه کاستن دسترسی و برداشت مردم محلی از جنگل‌های حرا تحت سناریوهای فرضی حفاظت استفاده شده است که در این سناریوها ضمن پیشنهاد مقادیر کمتر برداشت، به مردم محلی تضمین داده می‌شود که بابت کاستن از بهره‌برداری‌هایشان، مبلغی بابت جبران خسارت یا درآمد ازدست‌رفته‌شان به آنها پرداخت می‌شود.

مواد و روش‌ها

منطقه تحقیق

جنگل‌های حرای قشم با وسعت تقریبی ۱۱ هزار هکتار در دهانه تنگه هرمز به‌عنوان محدوده تحقیق انتخاب شد. این جنگل‌ها در حال حاضر تحت عنوان «منطقه حفاظت‌شده حرا» تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست و دارای عنوان بین‌المللی ذخیره‌گاه زیست‌کره هستند. در اطراف این جنگل‌ها، سکونتگاه‌های روستایی متعددی وجود دارد که ساکنان آنها اغلب صیاد هستند و معیشتشان به این اکوسیستم‌ها وابسته است. مهم‌ترین استفاده آنها از جنگل‌های حرا برپا کردن مشتتا در آب‌های اطراف این جنگل‌ها و بهره‌گیری از سیستم جزر و مد آب دریا برای صید ماهی است که شغل اصلی آنها به‌حساب

جدول ۱. ویژگی‌ها و سطوح تعریف شده برای ارزشگذاری جنگل‌های حرای قشم (سطوح یک در هر مورد مربوط به وضع موجود است و با ستاره مشخص شده است)

ویژگی‌ها	سطوح ویژگی‌ها
امکان استفاده از قایق گردشگری: امکان استفاده از قایق‌های تفریحی برای مردم بومی برای گرداندن بازدیدکنندگان در جنگل‌های حرا	(۱) امکان‌پذیر است* (۲) امکان‌پذیر نیست
حرا چینی: مقدار متوسط سرشاخه‌ای که در هر بار سفر به جنگل توسط دامداران از درختان حرا برداشت می‌شود	(۱) برداشت متوسط ۱۰ تنگ ^۱ حرا در هر بار* (۲) سطح ۲ برداشت متوسط ۵ تنگ حرا در هر بار (۳) سطح ۳ برداشت متوسط ۳ تنگ حرا در هر بار
صید ماهی: مقدار متوسط ماهی که در هر روز توسط صیادان صید می‌شود	(۱) صید متوسط ۱۵ کیلوگرم ماهی در روز* (۲) صید متوسط ۵-۱۵ کیلوگرم ماهی در روز (۳) صید کمتر از ۵ کیلوگرم ماهی در روز
پرداخت جبرانی: مقدار متوسط پولی که برای جبران درآمد ازدست‌رفته، با هدف حفاظت، روزانه به مردم پرداخت می‌شود	(۱) ۰ ریال* (۲) روزی ۱۵۰۰۰۰ ریال (۳) روزی ۲۰۰۰۰۰ ریال (۴) روزی ۲۵۰۰۰۰ ریال (۵) روزی ۳۰۰۰۰۰ ریال (۶) روزی ۳۵۰۰۰۰ ریال

[۱۶]. از این رو با توجه به اینکه در این مطالعه، هر پرسشنامه شامل ۸ مجموعه انتخاب بوده است، ۸۰۰ نمونه از منطقه گرفته شده است که خیلی بیشتر از حداقل کوکران است. داده‌های حاصل از پرسشنامه‌ها در نهایت وارد اکسل شدند و تحلیل آماری و برآوردهای مدل با استفاده از نرم‌افزار Stata 12.1 انجام گرفت.

مدل اقتصادی

به‌منظور توضیح تئوری آزمون‌های انتخاب، تئوری لنکستری^۳ [۱۷] ارزش را با مدل‌های تقاضای مصرف‌کننده برای انتخاب‌های مجزا مرتبط می‌کنیم. بر این اساس، تابع غیرمستقیم مطلوبیت برای هر پاسخ‌دهنده^۴ U_i را می‌توان به دو بخش تقسیم کرد: یک عنصر قطعی (V)، که اساساً به صورت یک شاخص خطی از ویژگی‌های (X) z گزیننده مختلف در مجموعه انتخاب مشخص می‌شود، و یک عنصر احتمالی (e)، که نشان‌دهنده تأثیرات نامشهود بر انتخاب افراد است [۳، ۱۸] (رابطه ۱):

$$U_{ij} = V_{ij}(X_{ij}) + e_{ij} = bX_{ij} + e_{ij} \quad (1)$$

پرسشنامه‌های آزمون انتخاب طی یک مرحله پیش‌آزمون توسط ۱۰ پاسخ‌دهنده تکمیل شد و بر اساس بازخوردی که از پاسخ‌های آنها گرفته شد، اصلاحاتی در تعریف ویژگی‌ها و سطوح متناظرشان صورت گرفت و پرسشنامه‌ها نهایی شد. در مرحله اصلی مطالعه، پرسشنامه‌ها به صورت حضوری و مصاحبه رودررو با افراد در ماه‌های آبان و آذر ۱۳۹۲ پر شدند. نمونه‌های ساده تصادفی از خانوارهای ساکن در روستاهای حاشیه جنگل‌های حرا که به‌طور مستقیم از این جنگل‌ها برداشت می‌کردند انتخاب شد. جمعیت این سکونتگاه‌ها در مجموع ۲۱۷۲۳ نفر است؛ براساس فرمول کوکران^۲ (۱۹۷۷) برای تعیین اندازه نمونه، برای جمعیت بیشتر از ۱۰۰۰۰ نفر حداقل اندازه نمونه باید ۳۷۰ عدد باشد تا نتایج در سطح ۱ درصد معناداری قابل اتکا باشد [۱۵]. در رویکرد CM تعداد مشاهدات با تعداد پرسشنامه‌ها متفاوت است و در واقع هر مجموعه انتخاب، یک مشاهده محسوب می‌شود

۱. هر تنگ سرشاخه، وزنی معادل ۱۸ تا ۲۰ کیلوگرم دارد.

$$\log L = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^J y_{ij} \log \frac{\exp(V_{ij})}{\sum_{j=1}^J \exp(V_{ij})} \quad (5)$$

در این رابطه، y_{ij} یک متغیر شاخص است که اگر پاسخ‌دهنده i گزینه j را انتخاب کند، ارزش ۱ می‌گیرد و در غیر این صورت صفر می‌گیرد [۳، ۱۸].

متغیرهای اقتصادی اجتماعی را می‌توان همراه با ویژگی‌های مجموعه انتخاب در جمله X در معادله ۱ وارد کرد، اما از آنجا که آنها در میان موقعیت‌های انتخاب برای هر فرد معین ثابت‌اند (مثلاً درآمد وقتی انتخاب اول انجام می‌گیرد و وقتی انتخاب دوم انجام می‌گیرد یکسان است)، فقط می‌توانند به صورت جملات اثر متقابل^۳، یعنی اثر متقابل با ویژگی‌ها وارد شوند.

وقتی ضرایب برآورد شدند، قیمت‌های ضمنی برای هر یک از ویژگی‌ها را می‌توان با استفاده از رابطه ۶ محاسبه کرد. این قیمت‌ها، تمایل به پذیرش نهایی^۴ (mWTA) برای تغییری مجزا در یک سطح ویژگی (یا نرخ نهایی جانشینی بین تغییر هزینه و ویژگی مورد نظر) را بازتاب می‌دهند و لذا بیانگر اهمیت نسبی هستند که پاسخ‌دهندگان به ویژگی‌های مختلف می‌دهند [۳، ۱۸].

$$mWTA = -\frac{b_c}{b_y} \quad (6)$$

در این رابطه، b_c ضریب هر یک از ویژگی‌ها و b_y ضریب ویژگی قیمت است.

نتایج و بحث

معرفی متغیرها و آماره‌های توصیفی

جدول ۲ خصوصیات اقتصادی اجتماعی افراد نمونه‌گیری شده در این مطالعه را نشان می‌دهد.

از این رو، احتمالی را که هر پاسخ‌دهنده خاص گزینه g در مجموعه انتخاب به گزینه دیگر h ترجیح دهد، می‌توان به صورت احتمالی که مطلوبیت مربوط به گزینه g از مطلوبیت مربوط به سایر گزینه‌ها بیشتر است، بیان کرد [۳، ۱۸] (رابطه ۲):

$$P[(U_{ig} > U_{ih}) \forall h \neq g] = P[(V_{ig} - V_{ih}) > (e_{ih} - e_{ig})] \quad (2)$$

به منظور استنتاج عبارتی روشن برای این احتمال، باید توزیع ضرایب خطا (e_{ij}) را بدانیم. یک فرض اساسی این است که این ضرایب به طور یکسان و مستقل با توزیع ویبول (Weibull) توزیع می‌شوند [۳، ۱۸] (رابطه ۳):

$$P(e_{ij} \leq t) = F(t) = \exp(-\exp(-t)) \quad (3)$$

توزیع بالا برای ضرایب خطا بر این امر دلالت دارد که احتمال اینکه هر گزینه خاص g به عنوان مرجح‌ترین انتخاب شود را می‌توان بر حسب توزیع لجستیک به صورت رابطه ۴ بیان کرد [۳، ۱۸].

$$P(U_{ig} > U_{ih}, \forall h \neq g) = \frac{\exp(\mu V_{ig})}{\sum_j \exp(\mu V_{ij})} \quad (4)$$

که μ یک پارامتر مقیاس، معکوس نسبت انحراف معیار توزیع خطاست. اغلب نمی‌توان این پارامتر را جداگانه تعیین کرد؛ از این رو فرض می‌شود که مساوی یک است. معنای مهم این ویژگی این است که عمل انتخاب از میان گزینه‌های موجود در مجموعه‌های انتخاب باید از خصوصیت استقلال از گزینه‌های نامرتب^۱ (IIA) پیروی کند که می‌گوید احتمال نسبی اینکه دو گزینه انتخاب شوند تحت تأثیر وارد کردن یا حذف دیگر گزینه‌ها قرار نمی‌گیرد.

این مدل را می‌توان با استفاده از روش بیشینه احتمال (ML)^۲ متداول با تابع لگاریتم احتمال مربوط که در رابطه ۵ آمده برآورد کرد.

جدول ۲. خصوصیات اقتصادی اجتماعی پاسخ‌دهندگان

متغیر	بسامد		میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر
	تعداد	درصد				
سن			۴۰/۱۷	۱۲/۳۶	۱۹	۷۱
وضعیت تأهل (۰: مجرد، ۱: متأهل)					۰	۱
مجرد	۱۹۲	۸				
متأهل	۲۲۰۸	۹۲				
تعداد اعضای خانواده			۶/۲۷	۳/۰۸	۱	۱۳
تعداد سال‌های تحصیل			۶/۱۶	۳/۸۹	۰	۱۶
بی‌سواد	۲۸۸	۱۲				
تحصیلات ابتدایی	۱۰۰۸	۴۲				
تحصیلات راهنمایی	۵۲۸	۲۲				
تحصیلات متوسطه	۵۰۴	۲۱				
تحصیلات دانشگاهی	۷۲	۳				
شغل (۰: غیرصیاد، ۱: صیاد)					۰	۱
صیاد	۱۶۸۰	۷۰				
غیرصیاد	۷۲۰	۳۰				
درآمد ماهانه (متغیر طبقه‌ای از ۱ تا ۳)			۸۰۰۰۰۰	۱/۰۹	۱	۳
تا ۵۰۰۰۰۰ ریال	۴۰۸	۱۷				
۵۰۰۰۰۰-۹۰۰۰۰۰ ریال	۱۵۱۲	۶۳				
۹۰۰۰۰۰-۱۵۰۰۰۰۰ ریال	۴۸۰	۲۰				
سابقه مشارکت در طرح‌های محیط زیست (۰: خیر، ۱: بلی)					۰	۱
بلی	۹۱۲	۳۸				
خیر	۱۴۸۸	۶۲				

نتایج مدل لاجیت شرطی

به‌منظور ارزش‌گذاری ویژگی‌های مختلف در رویکرد مدلسازی انتخاب، از الگوی لاجیت شرطی^۱ (CL) استفاده شد. برای اطمینان از عدم نقض فرض IIA، آزمون هاسمن-مک‌فادن (۱۹۸۴) انجام گرفت که نتیجه آزمون نشان داد فرض صفر مبنی بر نبود اختلاف سیستماتیک بین ضرایب پذیرفته می‌شود و از مدل لاجیت شرطی می‌توانیم استفاده کنیم. اگر الگوی لاجیت شرطی بدون توجه به این فرض تخمین زده شود، ضرایبی تورش‌دار و پیش‌بینی‌های نادرست خواهیم داشت [۱۹].

در اولین تصریح مدل فقط از چهار ویژگی (کارکردهای استفاده‌ای جنگل) به‌عنوان متغیرهای مستقل استفاده شد. جدول ۳ نتایج مربوط به مدل لاجیت شرطی را نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، همه متغیرها در سطح ۱ درصد و کمتر و با علامت‌های مورد انتظار معنی‌دار شدند.

همچنین نتیجه آزمون کای اسکور (χ^2) با درجه آزادی ۶ نشان می‌دهد که کل مدل نیز در سطح ۱ درصد و کمتر معنی‌دار است. علامت منفی متغیرهای RO (فرصت گردشگری با قایق)، HC2 (سطح دو حراچینی)، HC3 (سطح سه حراچینی)، FSH2 (سطح دو ماهیگیری) و FSH3 (سطح سه ماهیگیری) نشان می‌دهد هرچه از سطح یک (وضع موجود) به سمت سطوح بالاتر برویم یعنی میزان برداشت‌های مردم محلی محدودتر شود، همان‌گونه که انتظار می‌رفت مطلوبیت کمتری نصیب آنها شده و تمایل آنها به مشارکت در برنامه‌های حفاظتی کمتر می‌شود. اصولاً خانوارها آن دسته از برنامه‌های حفاظت را ترجیح می‌دهند که مبلغ بیشتری بابت جبران خسارت می‌پردازند. از این رو علامت ضریب متغیر CP (پرداخت جبرانی) مثبت بود که نشان‌دهنده تأثیر انتخاب گزینه با پرداخت بالا بر مطلوبیت است، همان‌طوری که انتظار می‌رفت.

1. Conditional Logit

جدول ۳. نتایج مدل لاجیت شرطی ساده و مدل لاجیت شرطی با اثر متقابل

مدل اثر متقابل			مدل ساده		
اثر متقابل	ضریب	متغیر	اثر متقابل	ضریب	متغیر
۰/۳۸	** -۰/۹۱	RO	۰/۱۳	*** -۱/۷	RO
۰/۳	*** -۱/۷	HC2	۰/۱۵	*** -۰/۷۵	HC2
۰/۶۶	*** -۲/۴۶	HC3	۰/۱۶	*** -۰/۸۴	HC3
۰/۵	-۰/۸۶*	FSH2	۰/۱۵	*** -۰/۸۹	FSH2
۰/۲۴	*** -۰/۷۴	FSH3	۰/۱۶	*** -۱/۳۳	FSH3
۰/۰۰۶	*** ۰/۷۸	CP	۰/۰۰۶	*** ۰/۰۷	CP
۰/۱	*** -۰/۲۶	RO-inc	۱۴۲۴/۶		AIC
۰/۰۴	*** ۰/۱۴	HC2-hhn	-۷۰۶/۳		Max LL
۰/۰۱	*** ۰/۰۶	HC3-age	۰/۱۹		pseudo R ²
۰/۲۸	*** -۰/۹۲	HC3-job	*** ۳۴۵/۱۹		χ^2 (6)
۰/۱	* -۰/۱۸	HC3-inc	۲۴۰۰		N
۰/۲۵	*** ۰/۸۵	HC3-inv			
۰/۰۱	۰/۰۲	FSH2-age			
۰/۳۴	*** -۱/۱۱	FSH2-job			
۰/۲۷	*** -۱/۰۳	FSH3-job			
۱۳۳۸/۶		AIC			
-۶۵۴/۳		Max LL			
۰/۲۵		pseudo R ²			
*** ۴۴۹/۱۶		χ^2 (15)			
۲۴۰۰		N			

علامت‌های **، *، *** به ترتیب معنی‌داری در سطوح ۱، ۵ و ۱۰ درصد را نشان می‌دهند.

درصد و سایر عبارات متقاطع در سطح ۱ درصد معنی‌دار شدند. کنش متقابل سطح دو ماهیگیری و سن (FSH2-age) معنی‌دار نیست. علامت مثبت متغیرهای HC2-hhn، HC3-age، FSH2-age و HC3-inv دلالت بر این دارد که افراد مسن‌تر، دارای خانواده پرجمعیت‌تر و نیز دارای سابقه مشارکت در فعالیت‌های محیط‌زیستی در منطقه، انتخاب یکی از گزینه‌های حفاظتی را به وضع موجود ترجیح می‌دهند. این افراد برای پذیرفتن سناریوهای حفاظتی و کاستن از میزان بهره‌برداری خود نیازمند دریافت خسارت‌اند. در واقع مسن‌ترها به دلیل داشتن درآمد کمتر، توان کار و گزینه‌های تأمین معیشت محدودتر ترجیح می‌دهند گزینه‌های حفاظتی دارای پرداخت جبرانی را انتخاب کنند، چراکه آنها هزینه فرصت کمتری نسبت به جوان‌ها دارند و دریافت پول بابت جبران درآمد ازدست‌رفته برایشان مقرون‌به‌صرفه‌تر است؛ در

همان‌گونه که رالف و همکاران (۲۰۰۰) و مک‌کونل و تسنگ (۲۰۰۰) پیشنهاد کرده‌اند، وارد کردن ویژگی‌های اقتصادی اجتماعی مرحله‌ای ساده اما مهم در برآورد مدل‌های دقیق‌تر انتخاب است [۱۸، ۲۰]. از این رو دومین تصریح مدل برای بررسی ویژگی‌های پاسخ‌دهندگان با اضافه کردن عبارات متقاطع سن، درآمد، شغل، اندازه خانوار و سابقه مشارکت در فعالیت‌های محیط‌زیستی در منطقه در کنش متقابل با سطوح هر ویژگی اصلی به دست آمده است. نتایج مدل اثر متقابل نیز در جدول ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در جدول دیده می‌شود، متغیرهای RO و FSH2 به ترتیب در سطح ۵ و ۱۰ درصد و سایر متغیرها در سطح ۱ درصد و کمتر معنی‌دار شدند. علامت ضرایب همه متغیرها مطابق انتظار است. عبارت متقاطع HC3-inv (سطح سه حراچینی در سابقه مشارکت محیط‌زیستی) در سطح ۱۰

میزان برداشت‌هایشان و مطلوب و نامود کردن اوضاع محیط زیستی منطقه داشتند. یافته‌های ما با نتایج تحقیقی دیگر [۱۲] سازگار است که نشان دادند صیادان و شکارچیان که به‌طور مستقیم وابسته به تالاب شادگان بودند به‌طور معنی‌داری کمتر تمایل داشتند در برنامه‌های حفاظت از تالاب مشارکت داشته باشند.

چون تحلیل (و مدلسازی انتخاب‌های مجزا) متکی به برآورد بیشینه احتمال است، اجرای کل مدل متفاوت از R اسکور (R^2) معروف در OLS است. در این موارد، R^2 کاذب برای مقایسه خصوصیات مدل مناسب‌تر است و مقادیر R^2 تعدیل‌شده بین ۰/۲ و ۰/۴ نشان‌دهنده برآزش بسیار خوب مدل است. همان‌گونه که مشهود است، اثر متقابل متغیرهای اقتصادی اجتماعی با ویژگی‌های انتخاب منجر به برآزش بهتر مدل نهایی شده است. در مدل لاجیت شرطی با اثر متقابل، نسبت لگاریتم احتمال از ۷۰۶/۳- به ۶۵۴/۳- کاهش یافت و R^2 تعدیل‌شده از ۰/۱۹ به ۰/۲۵ افزایش پیدا کرد که نشان‌دهنده برآزش بسیار خوب مدل اثر متقابل است.

محاسبه تمایل به پذیرش نهایی (mWTA)

جدول ۴ نتایج محاسبه تمایل به پذیرش نهایی برای تغییر در سطوح مختلف ویژگی‌های جنگل‌های حرا (نرخ نهایی جانمایی بین هر یک از متغیرها با متغیر پولی) را با توجه به ضرایب به‌دست‌آمده از مدل لاجیت شرطی ساده نشان می‌دهد. نتایج حاکی از آن است که مردم محلی قشم امکان گردشگری در منطقه را به سایر استفاده‌های مستقیم از جنگل‌ها ترجیح می‌دهند. ماهیگیری و حراچینی به ترتیب در اولویت‌های بعدی هستند. شایان ذکر است که ارزش برآوردی، بر موازنه پولی جزئی با فرض ثابت بودن سایر سطوح ویژگی‌ها دلالت داشته و با تئوری ترجیحات سازگاری دارد، چرا که سطوح بالاتر متغیرها که متضمن برداشت کم‌ترند، به دریافت نهایی بیشتری تمایل دارند.

حالی که از دست دادن بهره‌برداری‌ها به جوان‌ترها هزینه فرصت بیشتری تحمیل می‌کند و آنها اغلب به این‌گونه برنامه‌های حفاظتی بی‌اعتمادترند. یافته‌های مطالعه [۲۱] روی مدیریت پایدار منابع جنگلی نیز مؤید این مطلب است که افزایش اعتماد، نقش مؤثری در مشارکت و همکاری جوامع محلی در طرح‌های مدیریتی دارد. در خصوص اندازه خانوار نیز یافته‌های ما با یافته‌های [۲۲] سازگار است که نشان دادند افزایش در تعداد اعضای خانوار سبب کاهش احتمال مشارکت در برنامه‌های حفاظتی می‌شود. همچنین افرادی که در پروژه‌های محیط زیستی در منطقه مشارکت داشتند یا دارند، طرح‌های حفاظت برایشان ملموس‌تر است و توجیه بیشتری دارد، از این‌رو گزینه‌های حفاظتی را با احتمال بیشتری انتخاب می‌کنند. میزان تحصیلات هم برخلاف بسیاری از مطالعات ارزش‌گذاری اقتصادی کالاهای محیط زیستی [۱۱]، تأثیر معنی‌داری بر انتخاب افراد نداشت.

علامت منفی متغیرهای RO-inc, HC3-job, HC3-inc, FSH2-job و FSH3-job نشان می‌دهد صیادها و افراد پردرآمدتر ترجیح می‌دهند وضع موجود ادامه داشته باشد و تغییری در وضعیت محیط‌زیستشان رخ ندهد. اینها به سناریوهای حفاظتی که مستلزم کاهش بهره‌برداری از جنگل‌های حرا است با احتمال کمتری رأی می‌دهند. افراد پردرآمدتر طبیعتاً گزینه‌های بیشتری برای کسب درآمد دارند و در صورت از دست دادن شغل و درآمد فعلی خود به کار دیگری روی خواهند آورد و در نتیجه گزینه‌های حاوی دریافت وجه، چندان برایشان اولویت ندارد. این یافته‌ها با یافته‌های [۱۱] در تضاد است. صیادها هم تصور می‌کردند که انتخاب گزینه‌های حفاظتی، دسترسی آنها به جنگل‌های حرا را محدود می‌کند و از عواقب آن می‌ترسیدند و این نگرانی از دست دادن شغل سبب می‌شد تا با ادامه وضع موجود موافقت کنند. در بسیاری از موارد دیده شد که آنها سعی در کم نشان دادن

جدول ۴. نتایج محاسبه تمایل به پذیرش نهایی (ریال در روز)

متغیر	WTA	اشتباه معیار	حدود اعتماد ۹۵٪
RO	۲۳۴۳۷۵	۱/۸۴	۱۹۸۳۷۷/۶ - ۲۷۰۳۷۲/۳
HC2	۱۰۳۹۲۴/۲	۱/۸	۶۸۳۴۵/۵ - ۱۳۹۵۰۳
HC3	۱۱۶۶۰۲/۱	۱/۷۵	۸۲۲۴۹/۵ - ۱۵۰۹۵۴/۷
FSH2	۱۳۳۲۵۸/۷	۱/۹۹	۸۴۱۷۴/۴۵ - ۱۶۲۳۴۳
FSH3	۱۸۴۳۹۸/۵	۱/۷۳	۱۵۰۴۱۵/۸ - ۲۱۸۳۸۱/۲

نتیجه گیری

نتایج نشان دادند که مردم محلی به مشارکت در طرح‌های حفاظت از محیط زیست علاقه‌مندند، زیرا از مزایا و نقش جنگل‌های حرا در تأمین معیشتشان به‌خوبی واقف‌اند، اما چون درآمد زیادی ندارند و در صورت کاستن از بهره‌برداری‌هایشان فقیرتر می‌شوند، به پرداخت‌های جبرانی برای قبول گزینه‌های حفاظت نیاز دارند. هر خانوار به‌طور متوسط حاضر به دریافت روزانه ۱۹۵۹۰۰۰ ریال غرامت بابت چشم‌پوشی و کاهش استفاده از هر یک از کارکردهای استفاده‌ای جنگل‌های حرا است. همچنین نتایج مطالعه حاکی از وجود منافع مثبت و معنی‌دار در رابطه با ویژگی‌های محیط زیستی جنگل‌های حرا است.

ویژگی امکان استفاده از قایق گردشگری بیشترین اهمیت را در سناریوهای حفاظتی از دیدگاه مردم محلی دارد. طبق ترجیحات عامه مردم، این ویژگی مهم‌ترین و مؤثرترین عامل در مطلوبیت افراد بومی است و از این نظر در سیاستگذاری‌ها توجه خاصی را می‌طلبد. تدوین برنامه‌ای منسجم برای توسعه گردشگری پایدار، ایجاد زیرساخت‌های مورد نیاز و تجهیز اسکله‌های گردشگری موجود به‌ویژه اسکله سهیلی می‌تواند به رونق کسب‌وکار، اشتغال‌زایی و ایجاد معیشت جایگزین برای مردم بومی منطقه منجر شود، ضمن اینکه آگاهی بازدیدکنندگان از ارزش‌های این زیستگاه‌های زیبای منحصربه‌فرد افزایش می‌یابد.

References

- [1]. Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kenedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., and Silliman, B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2): 169-193.
- [2]. Brown, C., Corcoran, E., Herkenrath, P., and Thonell, J. (2006). *Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-Being: A Synthesis Report Based on the Findings of the Millennium Ecosystem Assessment*, UNEP-WCMC, Cambridge.
- [3]. Alpizar, F., Carlsson, F., and Martinsson, P. (2003). Using choice experiments for non-market valuation. *Economic Issues-Stoke on Trent*, 8(1): 83-110.
- [4]. Sathirathai, S., and Barbier, E.B. (2001). Valuing mangrove conservation in southern Thailand. *Contemporary Economic Policy*, 19(2): 109-122.
- [5]. Badola, R., and Hussain, S.A. (2005). Valuing ecosystem functions: an empirical study on the storm protection function of Bhitarkanika mangrove ecosystem, India. *Environmental Conservation*, 32(1): 85-92.
- [6]. Do, T.N., and Bennett, J. (2007). Willingness to pay for wetland improvement in Vietnam's Mekong river delta. In: *Proceedings of Australian Agriculture and Resource Economics Society Conference*. Feb.13-16 Queenstown, New Zealand, pp. 131-145.
- [7]. Ahmad, S. (2009). Recreational values of mangrove forest in Larut Matang Perak. *Journal of Tropical Forest Science*, 21(2): 81-87.
- [8]. Godoy, R., Reyes-García, V., Vadez, V., Leonard, W.R., Tanner, S., Huanca, T., Wilkie, D., and TAPS Bolivia study team. (2009). The relation between forest clearance and household income among native

- Amazonians: Results from the Tsimane Amazonian Panel Study, Bolivia. *Ecological Economics*, 68 (6): 1864-1871.
- [9]. Louviere, J.J., and Woodworth, G. (1983). Design and analysis of simulated consumer choice or allocation experiments: an approach based on aggregate data. *Journal of Marketing Research*, 20(4): 350-367.
- [10]. Adamowicz, W., Louviere, J., and Williams, M. (1994). Combining revealed and stated preference methods for Valuing Environmental Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26(3): 271-292.
- [11]. Binilkumar, A.S., and Ramanathan, A. (2009). Valuing Wetland Attributes Using Discrete Choice Experiments: A Developing Country Experience. In: *Proceedings of 17th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*. Jun.24-27, Vrije Universiteit (VU University) Amsterdam, Netherlands, pp.183-203.
- [12]. Kaffashi, S., Shamsudin, M.N., Radam, A., Yacob, M.R., Rahim, K.A., and Yazid, M. (2012). Economic valuation and conservation: do people vote for better preservation of Shadegan International Wetland?. *Biological Conservation*, 150(1): 150-158.
- [13]. Sharzehi, G.A., and Jalili Kamjoo, P. (2013). Choice Modeling: A New Approach to Valuation of Environmental Commodity; Case Study: Ganjnameh, Hamadan. *The Economic Research*, 13(3): 1-18.
- [14]. Casey, J.F., Kahn, J.R., and Rivas, A.A.F. (2008). Willingness to accept compensation for the environmental risks of oil transport on the Amazon: A choice modeling experiment. *Ecological Economics*, 67(4): 552-559.
- [15]. Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques*. John Wiley & Sons, New York.
- [16]. Bennett, J., and Adamowicz, V. (2001). *Some Fundamentals of Environmental Choice Modelling*. J. Bennett and R. Blamey (ed.), Edward Elgar, United States.
- [17]. Lancaster, K.J. (1966). A New Approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy*, 74(2): 132-157.
- [18]. Rolfe, J., Bennett, J., and Louviere, J. (2000). Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*, 35(2): 289-302.
- [19]. Hausman, J., and McFadden, D. (1984). Specification tests for the multinomial logit model. *Econometrica*, 52(5): 1219-1240.
- [20]. McConnell, K.E., and Tseng, W.C. (1999). Some preliminary evidence on sampling of alternatives with the random parameter logit. *Marine Resource Economics*, 14(4): 317-332.
- [21]. Ali Babaie, E., Ghorbani, M., Mohajer, R., and Avatefi, M. (2017). Social monitoring: network analysis and social capital in sustainable forest resources management (case study: Kodir village, Kojur, Mazandaran province). *Journal of Forest and Wood Products*, 69(4): 647-840.
- [22]. Nakhaei, N., Mortazvi, A., Amirnejad, H., and Navazi, M.A. (2013). Estimation of the Recreational Value of Nour Forest Park Using Individual's Willingness to Pay. *Journal of Forest and Wood Products*, 65(2): 131-259.

Estimating the local cost of conservation: a choice modeling approach for eliciting willingness to accept compensation

Z. Mashayekhi; PhD Student, Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

Gh. A. Sharzehi*; Assoc. Prof., Department of Interdisciplinary Economics, Faculty of Economics, University of Tehran, Tehran, I.R. Iran

A. Danehkar; Assoc. Prof., Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

V. Majed; Assist. Prof., Department of Interdisciplinary Economics, Faculty of Economics, University of Tehran, Tehran, I.R. Iran

(Received: 22 September 2015, Accepted: 27 December 2015)

ABSTRACT

This study aims to quantify the economic opportunity cost of conservation to coastal communities adjacent to mangrove forests in the southern coasts of Iran (Qeshm Island). The main commercial use of the Hara forests in this area is restricted to fishing, tourist boating trips, and limited leaves cutting. We applied a choice modeling (CM) approach to measure the value of a reduction of access under hypothetical scenarios in which local users would receive monetary compensation for lessening or forgoing mangrove forest utilization. Data were collected from the rural households living in the villages adjacent to mangrove forests and then analyzed by using conditional logit model. The results showed that the existence of a willingness to accept compensation for increases in environmental risk is associated with conservation program. Local communities are willing to accept a lower compensation when the aim of protection is to lessen the Hara cutting and fishing amount relative to recreational opportunities banning. The estimated mean WTA was 235000 IRR/hslld/day. The results also showed that there is a heterogeneity in the individual's preferences, which attributed to factors including income, age, family size, job and experience of participation in the environmental projects.

Keywords: Choice modeling, Direct use values, Hara forests, Marginal value, Willingness to accept.

* Corresponding Author, Email: Sharzeie@ut.ac.ir, Tel: 02188002150