

(:)

*

۱-استادیار دانشکده محیط زیست ، دانشگاه تهران

۲-دانشجوی کارشناسی ارشد برنامه‌ریزی محیط زیست ، دانشگاه تهران

۳-استادیار دانشکده علوم ، دانشگاه شهید بهشتی

تاریخ دریافت: ۸۵/۹/۱۵ تاریخ پذیرش: ۸۶/۳/۳

مقیاس در ارزیابی بحثی است پیچیده که تابع بسیاری از متغیرها از بودجه پروژه گرفته‌شده تا وضعیت محدوده مورد مطالعه، نوع تأثیرات و قدرت تفکیک نقشه‌هاست. مقیاس و تغییر آن در سه بعد زمان، جرم و مکان قابل طرح است. برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس در ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست^۱، الگوی تخریب در ژاپن در ۱۰ واحد کاری اجرا شد. مشخص شد که تغییر مقیاس با روش تغییر بزرگ‌نمایی^۲ و نیز روش جابه‌جایی چارچوب کاری^۳ تأثیر زیادی در یافته‌های الگوی تخریب دارد. برای مثال در تغییر بزرگ‌نمایی مشخص شد که قسمت‌هایی از محدوده مطالعاتی که در مقیاس کوچکتر تخریب شده بودند، در مقیاس بزرگتر تقریباً دست‌نخورده برآورد می‌شدند. برای نشان دادن تغییر مقیاس جرمی و تأثیر آن در ا.پ.ف.م، فهرست شناسایی پیامدهای دو سد در ایران و ژاپن مقایسه شدند. برای این کار وسعت و حجم دریاچه سدها مورد قیاس قرار گرفتند و نتیجه فهرست شناسایی پیامدهای مخزن سد بر محیط زیست به صورت جدولی در قالب فهرست ارزیابی سنجشی-وزنی ارائه شد. مشخص شد که ارزیابی با استفاده از متغیر جرم، به دلیل آن که وزن آب قابل کمی‌سازی است در مقایسه با تغییر مقیاس داده‌های مکاندار در ا.پ.ف.م، با سادگی بیشتری انجام می‌شود. در پایان این مقاله، تغییر مقیاس در سطح‌های مختلف برنامه‌ریزی محیط‌زیستی بررسی و برای کاهش عدم قطعیت در تصمیم‌گیری برای مقیاس مناسب در ا.پ.ف.م. پیشنهادهایی ارائه شده است.

مقیاس - ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست - انواع مقیاس - تغییر مقیاس

Culhane 1987; Buckley 1991)، آیا نتیجه استخراج داده‌ها در

مقیاسی خاص، یا عدم انطباق فرایند ارزیابی با جهان واقعی است؟

اگر زمین‌های کشاورزی برای پرورش پسته از نظر کشاورز دامغانی درجه ۱ باشد در برآورد منطقه‌ای ممکن است درجه ۲ محسوب شود (مخدوم ، ۱۳۸۲)، زمین‌هایی که در مقیاس کلان بشدت فرسایش پیدا کرده و تخریب‌شده محسوب می‌شوند، ممکن است در مقیاس کوچکتر همچنان برای کشت و کار مناسب باشند (Warren, 2002) به دیگر سخن، برای سنجش نظریه‌ها، مبنای محاسبه‌ها و کار میدانی برای ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط‌زیست، مقیاس، بحثی بحرانی در تهیه اطلاعات و سپس تفسیر نتیجه‌ها خواهد بود.

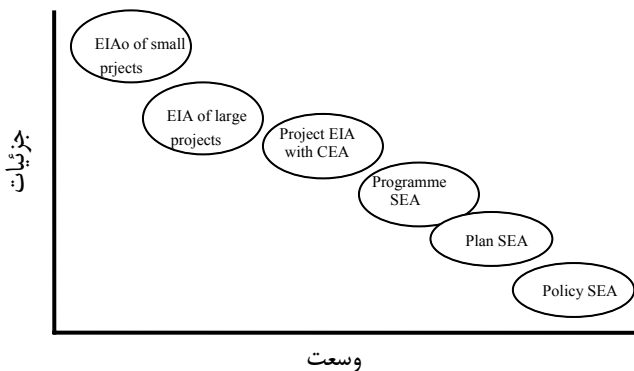
ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط‌زیست (ا.پ.ف.م) عبارت است از فرایندی برای شناسایی و پیش‌بینی تأثیر پیامد فعالیت‌ها، یا پروژه‌ها بر محیط‌زیست، به نحوی که یافته‌های حاصل از انجام آن در برنامه‌ریزی برای بهبود و یا تصویب پروژه استفاده شوند (Randolph, 2004). تغییر مقیاس یکی از تأثیرگذارترین عامل‌ها در تفسیر یافته‌های ا.پ.ف.م. و در نتیجه، کاربرد آنها در گزارش کاهش و پایش محیط زیستی است.

در واقع پرسش این است که ضعف یافته‌ها در گزارش‌های ا.پ.ف.م. که باعث انتقادهای فراوان به آن است (e.g. Schindler 1976;

شاید ساده‌ترین تعریف برای مقیاس عبارت باشد از «نسبت فاصله دو نقطه روی نقشه به فاصله افقی مشابه آن روی زمین» که به صورت کسری نوشته شود. به این نسبت، مقیاس عددی^۴ گویند و آن را با حروف RF, S یا E نمایش می‌دهند (جعفری، ۱۳۷۸).

در برنامه‌ریزی محیط‌زیست مقیاس، بحثی نسبی است که تفسیرهای بسیار متفاوتی از آن شده و خواهد شد. به طور مثال Steiner (۱۹۹۹)، مقیاس خرد^۵ را محدوده‌های کوچک مانند محوطه اطراف خانه و مقیاس کلان^۶ را محدوده‌های بسیار بزرگتر مانند استان، یا حوزه آبخیز می‌داند، درحالی‌که بعضی پژوهشگران مقیاس را عبارت از وسعت^۷ حضور و دامنه تغییرات یک ویژگی برای فرایندی در فضا، یا زمان و یا قدرت تفکیک^۸ دانه‌بندی فضایی، یا مقطع زمانی، یا درجه پیچیدگی می‌دانند (Hoekstra et al., 1991; Costanza, 1993; Turner et al., 2001).

رابطه بین میزان حضور جزییات (داده‌های اطلاعاتی) و سطح اجرای پروژه (بزرگی محدوده مطالعاتی) در شکل شماره (۱) آورده شده است. براین اساس، حداقل جزییات و حداکثر وسعت برای داده‌های اطلاعاتی مورد استفاده در تعیین پیامدهای محیط‌زیستی خط‌مشی‌های راهبردی^۹، در حد میانی مقیاس ا.پ.ف.م. در ارزیابی تجمعی پیامد فعالیت‌های پروژه بر محیط‌زیست^{۱۰} و در حداکثر جزییات و حداقل وسعت آن در ارزیابی پیامد فعالیت‌ها در سطح پروژه‌ها^{۱۱} وجود دارد.



() :

(João, 2000)

مقیاس، قابل تعمیم به سه بعد زمان، جرم و مکان است. هر مقوله‌ای از مقیاس را که در نظر بگیریم، به‌طور مشخص این عبارت مفهوم دقیق و کامل خود را وام‌دار محاسبه و سنجش نظریه‌ها خواهد بود (Schneider, 1994). هر تغییر در سطح اندازه‌گیری در هر کدام از مشخصه‌های مطرح در هریک از این سه مورد و بخصوص در مورد یافته‌های مکاندار تأثیر اساسی در دقت یافته‌های ارزیابی و در نتیجه در تفسیر آنها ایجاد می‌کند، زیرا بر خلاف داده‌های گردآوری شده برای جرم و زمان که منبای ثابتی مانند واحدهای گرم و ثانیه برای اندازه‌گیری آنها وجود دارد، دقت داده‌های مکاندار، وابسته به روش تهیه، قدرت تفکیک نقشه و هدف تهیه نقشه است. در این مقاله پس از توضیح مختصری در مورد مقیاس زمانی، فقط به مطالعه‌های موردی برای تغییر مقیاس‌های وابسته به جرم و مکان، و تأثیر آن در یافته‌های ا.پ.ف.م. پرداخته می‌شود.

فرایندهای اکولوژیک در مقیاس‌های مختلف زمانی^{۱۲} بلندمدت، کوتاه‌مدت و بعضی در طول زمان تغییرات اکوسیستم‌ها عمل می‌کنند. فرایندهای سوخت و ساز بدن در ثانیه تا دقیقه، تجزیه در طول چندساعت تا چنددهه و تشکیل خاک بین دهه‌ها تا سده‌ها به طول می‌انجامد. بعلاوه اکوسیستم‌ها فصل‌به‌فصل و سال‌به‌سال به دلیل پاسخ به وجود متغیرهایی چون آب‌وهوا در کنار تغییرات دراز مدت توالی، به ناچار تغییر پیدا می‌کنند. فعالیت‌های انسانی ممکن است باعث تغییر در چرخه بیوژئوشیمیایی شوند و در نتیجه جمعیت و یا توالی اکوسیستم‌ها را تغییر دهند که به احتمال زیاد این آثار سال‌ها، یا قرن‌ها باقی می‌ماند (Dale and Haeuber, 2001).

در ا.پ.ف.م. اثرهای مربوط به فعالیت‌های پروژه به سه دسته قبل از احداث (بدون انجام پروژه)، حین (مرحله ساخت‌وساز)، و بعد از تکمیل پروژه (زمان بهره‌برداری) تقسیم‌بندی می‌شوند، درحالی‌که پیامد فعالیت‌های زمان ساخت‌وساز پروژه کوتاه‌مدت است، بسیاری از پیامدهای فعالیت کاربری احداث شده ممکن است تا سالها اثر منفی و احتمالاً مثبت خود را بر محیط اطراف آشکار نسازند. یک مثال برای ارزیابی پیامد احداث پروژه‌هایی که با اکوسیستم درگیرند، اثرهای برگشتی ناشی از پیامد احداث کمربند سبز در بزرگراه‌هاست. برای نمونه در بزرگراهی گونه‌ای از درخت توت برای تفکیک دو سمت رفت و برگشت بزرگراه کاشته می‌شود، قبل

از اهمیت بسزایی در تعیین دقت داده‌های خروجی و برآورد هزینه‌های ا.پ.ف.م. برخوردار است.

یافته‌های ا.پ.ف.م. برای بررسی‌های مکاندار تابعی از قدرت تفکیک^{۱۶} نقشه‌ها و بزرگی مساحت محدوده مورد مطالعه‌اند. پس نخستین پرسش مهم این است که «با تغییر مقیاس، یعنی تغییر در دامنه مکانی، یا فضایی سنجش‌ها داده‌های مکاندار دچار چه تغییراتی خواهند شد؟».

مثال معروف تغییر مقیاس با قدرت تفکیک با روش «تغییر بزرگنمایی» در Forman, 1995 و Steiner, 1999 ذکر شده است. در این مثال آورده‌اند که اگر به خانه‌ای آجری با عدسی زوم عکاسی نگاه کنیم از دور دیوار به صورت یکدست و به شکل کلی «خانه» دیده می‌شود. هنگامی که به کمک عدسی، بزرگنمایی بیشتری برای خانه تنظیم شود؛ «دیوار» خانه به صورت مجموعه‌ای از آجرها که بندکشی شده‌اند، دیده می‌شود. اگر با حداکثر بزرگنمایی عدسی به خانه نگاه شود در یک کادر یک «آجر» را مشاهده می‌کنیم. این درحالی است که آجر خود جزء کوچکتری از دیوار است. در گام بعد اگر از نزدیک و به کمک میکروسکپ به آجر نگاه شود «بلورهای» مواد سازنده ممکن است در آن دیده شوند. در حالت اول خانه در بردارنده دیوار، در حالت دوم دیوار در بردارنده آجرها و در حالت سوم، آجرها در بردارنده مواد سازنده خود هستند. این مثال برای داده‌های مکاندار که بر روی نقشه ثبت شده باشند نیز صدق می‌کند. با تغییر مقیاس، قدرت تفکیک بیشتر می‌شود و در نتیجه جزئیات بیشتری مشاهده می‌شوند.

دومین پرسش مهم دیگر این است که اگر در سطحی ثابت، قدرت تفکیک نقشه تغییر کند چه اتفاقی خواهد افتاد؟ شکل شماره (۲) نقشه کشور نروژ را نشان می‌دهد.

هرچه قدرت تفکیک نقشه افزایش پیدا کند، یعنی در واحد ثابت سطح با واحدهای اندازه‌گیری ریزتری سنجش صورت گیرد، نقشه از قدرت تفکیک بیشتری برخوردار خواهد شد. به طوری که در A، کشور نروژ به شکل خطی ساده، ولی پس از افزایش قدرت تفکیک (G)، حتی برخی جزیره‌ها و مسیر رودخانه‌ها قابل مشاهده می‌شوند. دقت ترسیم نقشه محیط کشور نروژ، با کاهش فاصله واحدهای اندازه‌گیری^{۱۷} طول از A تا G، پیچیده‌تر، درازتر و دقیق‌تر می‌شود.

از آنکه درختان میوه دهند، به دلیل توسعه کمربند سبز وسط بزرگراه، پروژه مورد تقدیر قرار می‌گیرد، ولی پس از مدتی با رشد گیاهان و آغاز میوه‌آوری، پرندگان وحشی به طرف میوه‌ها جلب می‌شوند. در فصل گرم میوه درختان تخمیر و ماده سمی در میوه تولید و سپس توسط پرنده‌ها مورد تغذیه قرار می‌گیرد. در اثر مسمومیت، پرندگان با ماشین‌ها برخورد می‌کنند که باعث ایجاد تصادف و راه‌بندان در جاده می‌شوند. در نهایت، برای جلوگیری از ادامه سانحه‌های بزرگراهی، تمامی درختان را ریشه‌کن می‌کنند و این در حالی است که فصل میوه‌آوری و فاسد شدن توت‌ها بیش از چند هفته در سال طول نمی‌کشد (Erickson, 1994).

ساده‌ترین مثال برای تأثیر مقیاس جرمی^{۱۳}، میزان تنفس در موجودات زنده است. به طور مثال حیواناتی که ۱۰ گرم، ۱۰۰ گرم، ۱۰۰۰ گرم و یا ۱۰۰۰۰ گرم وزن دارند دارای نرخ تنفسی و میزان تغذیه متفاوتی نسبت به یکدیگرند. معروف‌ترین مثال اکولوژیک برای نشان دادن رابطه بزرگی سطح منطقه و تأثیر تغییر مقیاس بر زیستگاههای موجود در آن در نظریه جغرافیای زیستی جزیره^{۱۴} مطرح می‌شود. در این نظریه، تغییر تعداد و تنوع گونه‌ها با مساحت و فاصله جزیره‌ها، تا خشکی اصلی (قاره‌ها) بستگی مستقیم، ولی غیرخطی دارد. یعنی هرچه مساحت جزیره بزرگتر باشد، تعداد گونه‌هایی که مورد پذیرایی قرار می‌گیرند، بیشتر خواهند بود. به دیگر سخن و در حالت کلی، یک جزیره بزرگتر توان نگهداری «زیست توده» بیشتری از موجودات زنده را در خود دارد (Smith, 1990).

مقیاس جرمی در ا.پ.ف.م. از الگویی تقریباً مشابه با نظریه جغرافیای جزیره تبعیت می‌کند. یعنی، برای مثال افزایش مقدار جرم آلاینده‌های هوا در سطح شهر تهران (یا هر شهر دیگر) فقط تا حدی مشخص برای شهروندان قابل تحمل خواهد بود و در صورت شکسته شدن استانداردها به دلیل تغییر در مقیاس جرمی، آلودگی هوا از حد بسیار خطرناک می‌گذرد و سکنه با فاجعه (مرگ) روبه‌رو خواهند شد.

در روش‌های روی هم‌اندازی برای ا.پ.ف.م. که بر اساس نقشه‌های مختلف ممکن است تهیه شوند، مشخصه‌هایی مانند قدرت تفکیک، تغییر سطح محدوده مطالعاتی و یا سطح برنامه‌ریزی محیط‌زیستی نقش مهمی در خروجی‌های فرایند ارزیابی بازی می‌کنند. در نتیجه، مقیاس مکاندار^{۱۵}

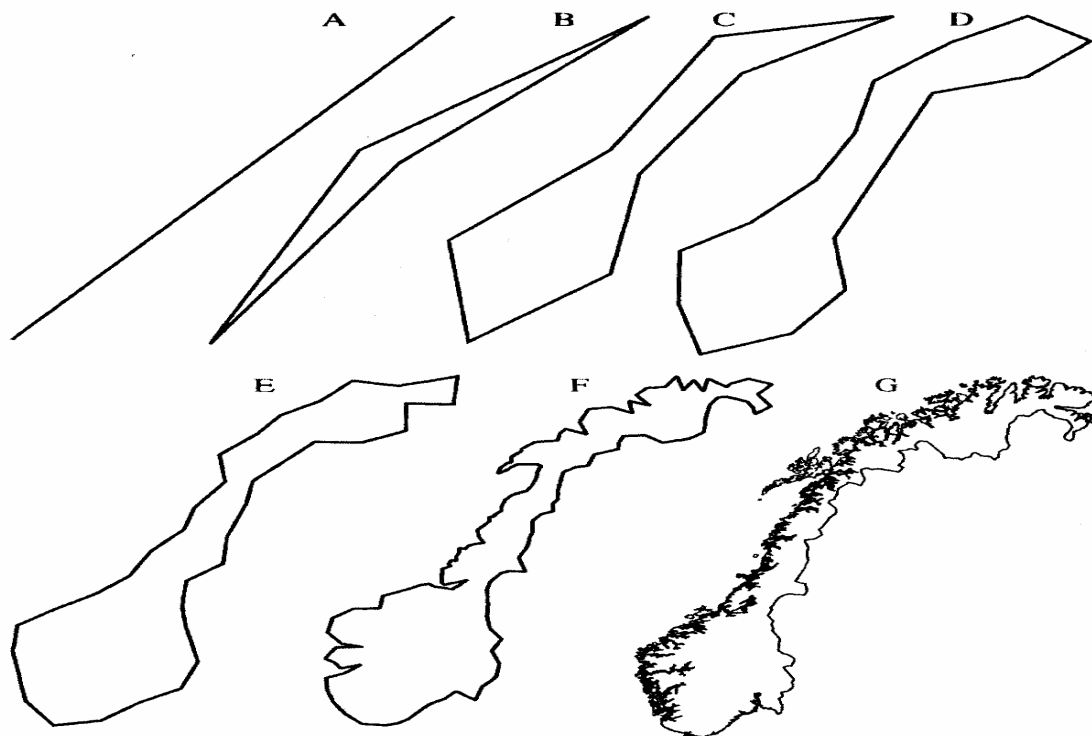
به دیگر سخن، اندازه‌گیری تغییر مقیاس بر اساس مقدار جزییات موجب نشان دادن موارد زیر می‌شود:

(۱) تغییرات تعداد پدیده‌ها، (۲) تفاوت در طول‌ها و نواحی اندازه‌گیری شده و (۳) جابه‌جایی مکانی پدیده‌ها (João, 1998; 2002).

منظور از جابه‌جایی مکانی پدیده‌های خطی، خط‌هایی است که در سطح نقشه با افزایش قدرت تفکیک دقیق‌تر ترسیم می‌شوند بنابراین با افزایش قدرت تفکیک، نقشه با واقعیت مکانی عارضه‌های موجود شکل زمین بیشتر منطبق می‌شود (شکل شماره ۲).

در A، طول این کشور ۱۷۸۴ کیلومتر است، زیرا این، حداکثر واحد اندازه‌گیری ممکن بوده است. با چنین دقت پایینی، این خط از سوئد و فنلاند نیز عبور می‌کند.

از B تا F فاصله اندازه‌گیری بین دو نقطه واحد اندازه‌گیری به طور مرتب نصف شده‌است. با رسیدن به کسر $1/32$ واحد اندازه‌گیری اولیه در F، سرانجام در G محیط واقعی کشور نروژ با قدرت تفکیک متناسب با مقیاس نقشه ترسیم شده است.



(Hilty et al., 2006).

: ()

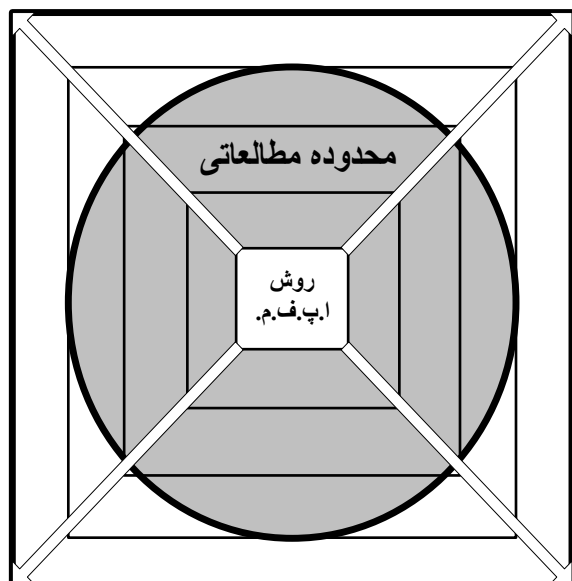
با توجه به آنچه تا کنون گفته شد، هدف نخستین این مقاله طرح بحث‌های مربوط به تأثیر تغییر مقیاس است که برای داده‌های مکاندار و داده‌هایی که در آنها تغییر جرم کاربری در شدت تغییرات اثر دارد، ارائه می‌شود.

هدف دوم، ارائه پیشنهادهایی برای کاهش عدم قطعیت‌ها در تصمیم‌گیری برای مقیاس مناسب در ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست است.

تغییر سطح در مقیاس در زمانی که محدوده مطالعاتی بسته شده و مشخص باشد به دو صورت «تغییر در بزرگنمایی» و حرکت «چارچوب کاری» صورت می‌گیرد.

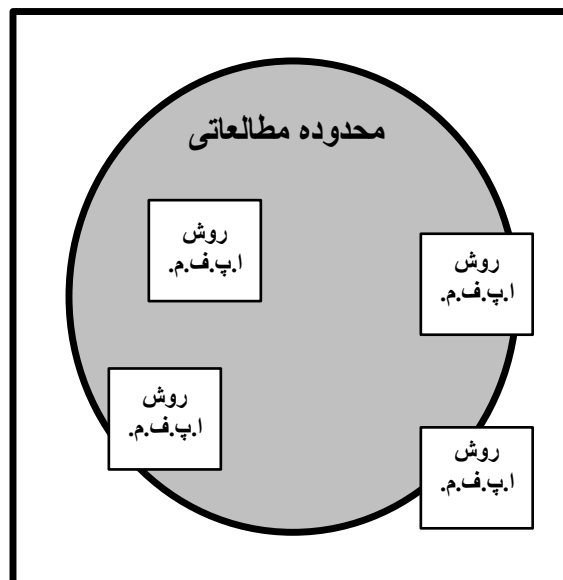
.....

حالت دوم (حرکت چارچوب کاری) محدوده مطالعاتی است که واحدهای کاری آن به شکل چهارگوشه‌ها^{۱۸} تعیین شده باشند (شکل شماره ۳).



تغییر بزرگ نمایی

در حالت اول، قدرت تفکیک و در حالت دوم روش‌شناسی مشخص، در مکان‌های متفاوت استفاده می‌شود. مثال عمومی برای



حرکت چارچوب کاری

() :

فهرست پیشنهاد شده برای شناسایی نمایه‌های فعالیت انسانی و کدهای آنها در الگوی تخریب ژاپن پس از کار میدانی وسیع و مرور منابع برای ناحیه‌های روستایی ژاپن به شرح زیر تهیه شد:

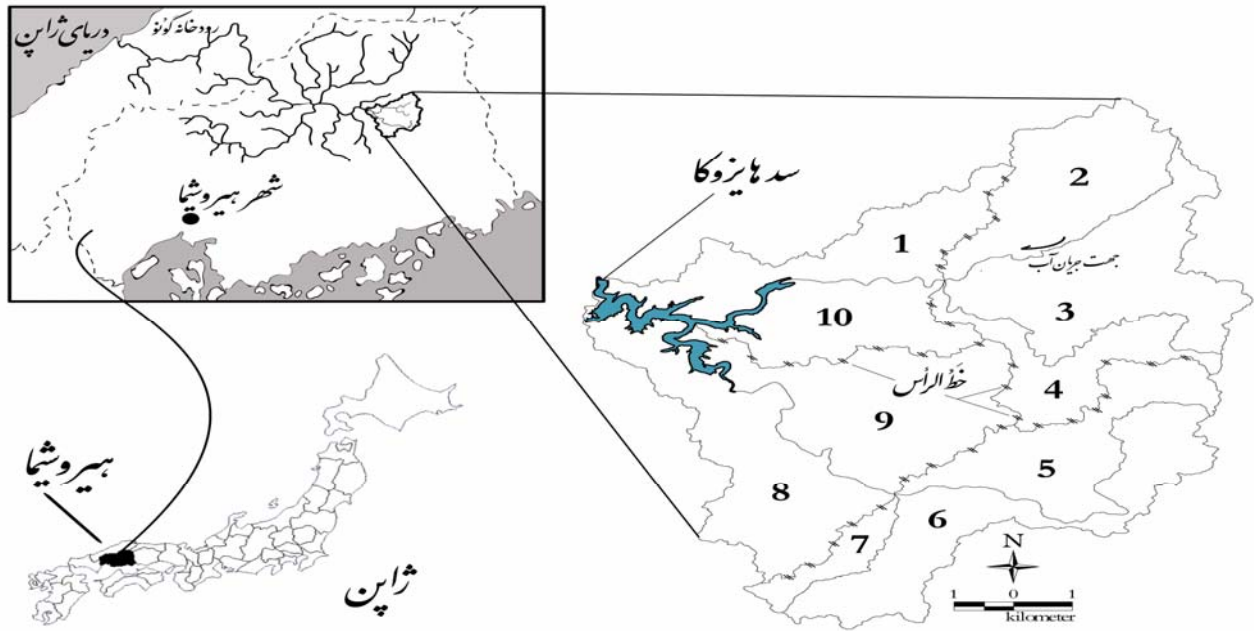
جنگل تراشی (DF)؛ پهروشدگی جنگل (انقطاع) (FF)؛ استفاده از آفت‌کش‌ها (PA)؛ دفع غیرقانونی زباله (G)؛ رهاسازی خودروها در جنگل (SC)؛ آلودگی خاک (YS)؛ تبدیل زمین‌های کشاورزی به اراضی شهری (XF)؛ تولید مصالح ساختمانی (ZQ)؛ جاده‌سازی بی‌رویه (IR)؛ تراکم فیزیوگرافیک (DP)؛ سطوح ناگذرده انسان ساخت (IP) و جمع‌آوری گیاهان نادر (EC). آسیب‌پذیری اکولوژیک^{۳۳} براساس میانگین وزنی^{۳۳} برای لایه‌های اطلاعاتی رقمی‌شده شیب، جهت، ارتفاع، تراکم پوشش گیاهی، زمین‌شناسی، و خاک محدوده مطالعاتی تهیه، و ضریب اهمیت هر لایه بر مبنای مقادیر آستانه برای هر سری از داده‌ها صورت گرفت، زیرا با نزدیک شدن شاخص‌ها به هر آستانه، آسیب‌پذیری اکولوژیک تغییر می‌یابد (چمنی و همکاران، ۱۳۸۴).

برای نشان دادن تأثیر دو روش فوق در ایجاد خطا در خروجی‌های الگوهای ارزیابی، الگوی تخریب اجرا شده در ایران (Makhdoum, 2002; Azari Dehkordi et.al., 2003) مجدداً در ژاپن اجرا و مورد واسنجی قرار گرفت (Azari Dehkordi, 2005). به این منظور حوزه آبخیز سد هایزوکا^{۱۹} واقع در ایالت هیروشیما ژاپن در نظر گرفته شد. در این حوزه آبخیز، ۱۰ زیر حوزه براساس روش استرالر (Strahler, 1964) که بر دسته‌بندی سامانه رودخانه‌ها^{۲۰} استوار است مشخص شدند. این حوزه در حدود ۲۱۱ km² مساحت دارد (شکل شماره ۴).

معادله تخریب در قرائت جدید الگوی تخریب در ژاپن به صورت زیر تعریف شد:

$$LD = (\sum ki)/V$$

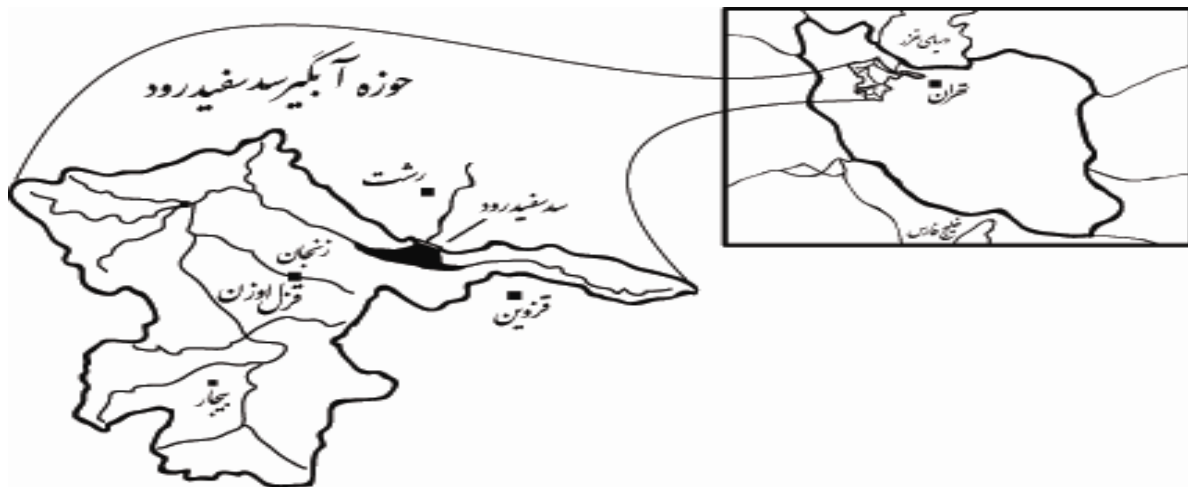
که در آن «LD» مبین عدد تخریب واحدهای اکولوژیک سیمای سرزمین^{۲۱}، و « $\sum ki$ » مجموع شدت نمایه‌های تخریب در هر واحد کاری («I» فعالیت و «k» شدت) و «V» آسیب‌پذیری اکولوژیک است.



() :

کیلومتر از میان بندر کباشهر به دریای خزر می‌ریزد (شکل شماره ۵). برای مقایسه سد دیگری به نام هایزوکا در ژاپن انتخاب شد که در دور افتاده‌ترین نقاط ایالت هیروشیما می‌ژاپن در حوزه آبخیز رودخانه گونو واقع شده و به دریای ژاپن می‌ریزد (شکل شماره ۴). در جدول شماره (۱) ویژگی‌های مخزن دو سد بزرگ سفیدرود و هایزوکا به ترتیب مقایسه شده‌اند (جدول شماره ۱).

برای نشان‌دادن تأثیر تغییر مقیاس جرمی در ارزیابی پیامدهای محیط زیستی سدها ابتدا سد سفید رود در ایران انتخاب شد. این سد در حوزه آبخیز قزل اوزن قرار دارد و در محل به هم رسیدن دو رودخانه شاهرود و قزل‌اوزن در نزدیکی شهر منجیل ساخته شده است. آب دریاچه این سد سرانجام از راه رودخانه سفیدرود پس از طی ۱۳۰



() :

عظیم یافته‌های ارزیابی پیامدهای ناشی از احداث و سپس آگیری هر کدام از این سدها باشد.

(Azari Dehkordi, 2005)

فهرست شناسایی پیامدهای ناشی از آگیری مخزن سد در Brismar (۲۰۰۴) ذکر شده‌است، یک قیاس ساده بین فهرست پیامدها و بزرگی مخزن سدها بخوبی می‌تواند نشان‌دهنده اختلاف ():

| فاصله تا شهر اصلی (km) | هدف اصلی از احداث | حجم مخزن (میلیون متر مکعب) | طول تاج سد (m) | ارتفاع سد از سطح دریا (m) | مساحت حوزه آگیر (km ²) | مساحت دریاچه (km ²) | |
|------------------------|-------------------|----------------------------|----------------|---------------------------|------------------------------------|---------------------------------|----------|
| ۱۶۰ (تهران) | آبیاری | ۱۸۰۰ | ۱۰۶ | ۱۹۰ | ۵۵۰۰۰ | ۵۴ | سفید رود |
| ۷۳ (هیروشیما) | مهار سیلاب | ۵۳ | ۵۱ | ۲۰۱ | ۲۱۱ | ۳/۲ | هایزوکا |

(ایجاد، یا حذف) در بالا دست سد و تغییر اقلیم محلی، یا منطقه‌ای به علت وجود آب مخزن، اثر زمین‌لرزه بر جمعیت حیوانات خشکی به دلیل وجود مخزن، تغییر تنوع زیستی خشکی در اطراف مخزن، دلیل مخزن برای تأثیر بر جمعیت حیواناتی که حیات آنها به کناره آب وابسته است، اثر بر تولیدات پلانکتونی^{۲۵} در داخل مخزن.

برای نشان دادن تأثیر اختلاف مقیاسی جرم و تأثیر آن بر محیط زیست مخزن و اطراف آنها از روش ترکیبی توأم فهرست‌های ad hoc و سنجشی-وزنی برای ارائه نتیجه مقایسه استفاده شد.

روش فهرست سنجشی-وزنی دارای اطلاعات پایه برای کمی‌سازی یا سنجش مشخصه‌هاست و در آن برای بارگذاری اهمیت نشان‌دهنده از مقایسه بزرگی مشخصه‌ها نسبت به یکدیگر استفاده می‌شود (Biswas and Geping, 1987).

برای مخزن‌های دو سد ذکر شده، سطح دریاچه‌ها و جرم آب مخزن آنها در نظر گرفته شد و از مقایسه بزرگی آنها شدت آثار تعیین شد. برای تعیین بزرگی نسبی پیامدها پنج مرتبه زیاد، متوسط، کم، ناچیز و نامشخص تعریف شد. سپس برای نرمالیزه کردن شدت وزن مخزن، وزن آب موجود در مخزن‌ها بر مساحت دریاچه‌ها تقسیم شدند. بزرگی سایر موارد لازم که

همان‌طور که در جدول شماره (۱) آورده شده است حجم آب به تله افتاده در سد سفیدرود ۳۴ برابر و مساحت آن نزدیک به ۱۷ برابر بزرگتر از سد هایزوکا در ژاپن است. فهرست اثرهای بالقوه آگیری مخزن سد بر محیط زیست از مآخذ فوق به شرح زیر است:

تله افتادگی جانوران خشکی‌زی در رودخانه (درخت و جزیره‌ها)، افزایش فشار سیال بر روی سنگ بستر به دلیل وجود مخزن، افزایش تناوبهای لرزه‌خیزی به دلیل وجود مخزن، افزایش سطح ایستابی آبهای زیرزمینی به دلیل وجود مخزن، خطر احتمالی زمین لغزه و رانش به دلیل وجود مخزن، افزایش رطوبت خاک در اطراف مخزن، وقوع سیلاب در محدوده زمین‌های مخزن، افزایش سطح آبهای کم عمق به دلیل وجود مخزن، تغییر از شرایط رودخانه به شرایط دریاچه، تولید جیوه سمی در کف مخزن، تولید گاز متان (گاز گلخانه‌ای) از داخل مخزن، تولید سولفید هیدروژن در زیر سطح^{۲۴} مخزن، از دست رفتن زمین‌های غرق شده در مخزن، از دست رفتن زیستگاه‌های حاشیه رودخانه-خشکی موجود به دلیل وجود مخزن، ایجاد زیستگاه‌های حاشیه رودخانه جدید به وسیله مخزن، تغییر شرایط زیستگاه‌های آبی

در فهرست شناسایی ذکر شده بودند از مقایسه محیطها، مساحتها و جرمهای دریاچهها بارگذاری شد.

مکاندار ابتدا الگوی تخریب در ژاپن برای ۱۰ زیر حوزه (واحد کاری) اجرا شد که نتیجه‌های حاصل از انجام این الگو در جدول شماره (۲) آورده شده است. در حالت حرکت «چارچوب کاری» با وجودی که محدودهها تقریباً دارای مساحتی معادل یکدیگرند، اختلاف عددی در یافته‌های ارزیابی مشاهده می‌شود

برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس به روشهای «حرکت چارچوب کاری» و «تغییر بزرگنمایی» در مورد داده‌های اطلاعاتی ():

| ۱۰ | ۹ | ۸ | ۷ | ۶ | ۵ | ۴ | ۳ | ۲ | ۱ | |
|------|------|----------|-----|------|------|------|------|------|------|---------------------------------------|
| ۱۶۷۱ | ۲۴۹۰ | ۲۹۵ ۸ | ۵۰۵ | ۲۴۸۷ | ۱۹۶۸ | ۱۳۱۷ | ۲۹۲۲ | ۲۱۹۰ | ۲۱۵۲ | مساحت (هکتار) |
| ۵۸ | ۵۴ | ۶۸ | ۳۰ | ۶۴ | ۵۶ | ۴۸ | ۴۶ | ۳۴ | ۴۶ | نمایه فعالیت‌های انسانی ($\sum kI$) |
| ۲ | ۲ | ۲ | ۱/۸ | ۱/۹ | ۲ | ۲/۱ | ۲/۱ | ۲/۲ | ۲/۱ | آسیب پذیری اکولوژیک (V) |
| ۲۹ | ۲۷ | ۳۴ | ۱۷ | ۳۴ | ۲۸ | ۲۳ | ۲۲ | ۱۵ | ۲۲ | $L_D = \sum kI / V$ |

ادغام شدند (جدول شماره ۳) و عددهای تخریب بدست آمده تفاوت‌های زیادی را نسبت به هم نشان دادند.

برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس به روش «تغییر بزرگنمایی» زیرحوزه‌های (۱ و ۱۰)، (۳، ۲ و ۴)، (۵، ۶ و ۷) و (۸ و ۹) در یکدیگر ():

| ز.ج. ۹،۸ | ز.ج. ۵،۷،۶ | ز.ج. ۲،۴،۳ | ز.ج. ۱ و ۱۰ | |
|----------|------------|------------|-------------|---------------------|
| ۶۶ | ۷۰ | ۵۸ | ۴۲ | $\sum kI$ |
| ۲ | ۱/۹ | ۲/۱ | ۲ | V |
| ۳۳ | ۳۷ | ۲۸ | ۲۱ | $L_D = \sum kI / V$ |

۱۷۵۰ متر مکعب بیشتر خواهد بود. اگر عمق مخزن سد به طور همگن در نظر گرفته شود، با تقسیم حجم آب به تله افتاده در مخزن‌ها بر مساحت دریاچه‌ها می‌توان فشار نسبی آب موجود در مخزن، بر کف دریاچه را به دست آورد، یعنی مقدار فشار متوسط آب برای سد هایزوکا ۱۶/۶ تن بر متر مربع و برای سد سفید رود در حدود ۳۳/۳ تن بر متر مربع محاسبه می‌شود (جدول شماره ۴).

فهرست شناسایی پیامد مخزن سدهای بزرگ (Brismar, 2004) با داده‌های اطلاعاتی برای سدهای سفیدرود و هایزوکا مقایسه شدند (Azari Dehkordi, 2005).

به‌طور مثال، سطح مخزن دریاچه سد سفید رود در حدود ۵۱ کیلومتر مربع بزرگتر از سد هایزوکا، و وزن آب موجود در مخزن آن،

.....

() :

(Azari Dehkordi, 2005, Brismar, 2004)

| نامشخص | نا | | کم (۲) | | متوسط (۳) | | زیاد (۴) | | |
|--------|----|---|--------|---|-----------|---|----------|---|---|
| | ■ | ▼ | ■ | ▼ | ■ | ▼ | ■ | ▼ | |
| | | | ● | | | | | ● | تله افتادگی جانوران خشکی‌زی در رودخانه (درخت و جزیره) |
| | | | | | ● | | | ● | افزایش فشار سیال بر روی سنگ بستر به دلیل وجود مخزن |
| | | | | | ● | | | ● | افزایش تناوبهای لرزه‌خیزی به دلیل وجود مخزن |
| | | ● | | | | | | ● | افزایش سطح ایستابی آبهای زیرزمینی به دلیل وجود مخزن |
| | | | | | ● | | | ● | خطر احتمالی زمین لغزه و رانش به دلیل وجود مخزن |
| | | ● | | | | | | ● | افزایش رطوبت خاک در اطراف مخزن |
| | | ● | | | | | | ● | وقوع سیلاب در محدوده زمین‌های مخزن |
| | | | | ● | | ● | | | افزایش سطح آبهای کم عمق به دلیل وجود مخزن |
| | | | | ● | | | | ● | تغییر از شرایط رودخانه به شرایط دریاچه |
| ● | | | | | | | | | تولید متیل جیوه سمی در کف مخزن |
| | | | | ● | | ● | | | تولید گاز متان (گاز گلخانه‌ای) از داخل مخزن |
| ● | | | | | | | | | تولید سولفید هیدروژن در زیر سطح (floor) مخزن |
| | | ● | | | | | | ● | از دست رفتن زمین‌های غرق شده در مخزن |
| | | | | | ● | | ● | | از دست رفتن زیستگاههای خشکی موجود در حاشیه رودخانه |
| | | ● | | | | | | ● | ایجاد زیستگاههای حاشیه رودخانه جدید به وسیله مخزن |
| | | | | | | ● | | ● | تغییر شرایط زیستگاههای آبی (ایجاد یا حذف) در بالا دست سد و تغییر اقلیم محلی، یا منطقه‌ای به دلیل وجود آب مخزن |

▼ = سد سفید رود ، ■ = سد هایزوکا

دادند (زیر حوزه پ و الف)، در حالی که در واقعیت، عامل‌های اندازه‌گیری شده تخریب و یا عامل‌های اکولوژیک موجود در هر زیرحوزه، تغییر کمیت و یا تغییر مکان نداده‌اند.

برای نشان دادن تغییر مقیاس جرمی، مقایسه فهرست شناسایی آثار و داده‌های اطلاعاتی مربوط به دو سد در ایران و ژاپن مبین تفاوت زیاد در بزرگی پیامد تأثیرات آبیگری مخزن سد در دو مقیاس متفاوت است. برای مثال به دلیل وسعت بسیار زیاد دریاچه مخزن سد سفید رود، به تله افتادگی جانوران خشکی‌زی چهار بار بزرگتر برآورد شد و یا از دست رفتن زیستگاه‌های حاشیه رودخانه به وسیله مخزن به دلیل آن که در ژاپن کناره‌های دور مخزن سد با سیمان پوشانیده می‌شود از ایران بزرگتر دیده شده است.

احتمال تناوبهای لرزه‌خیزی در ایران دو برابر برآورد شد، زیرا فشار متوسط آب دریاچه سد سفیدرود دو برابر محاسبه شده‌است. بعضی نشانه‌ها مانند «زدست‌رفتن زمین‌های غرق‌شده»، یا «افزایش سطح آبهای کم‌عمق» تحت تأثیر بسیاری مشخصه‌های دیگر مانند توپوگرافی و عمق آب مخزن، جنس بستر دریاچه سد هستند که به طور غیر مستقیم یا مستقیم تحت تأثیر جرم آب ذخیره‌شده در پشت سد قرار می‌گیرند.

تغییر مقیاس، محدود به کاهش، یا افزایش قدرت تفکیک، zooming و panning نیست، بلکه برحسب طرح نوع مسئله از دیدگاه^{۲۷} اول پروژه‌ها در مکان و زمان، و یا دوم) برنامه ریزی محیط زیست تغییر مقیاس، مفهوم‌های متفاوتی را القا می‌کند (Steinhardt and Volk, 2003).

در مجموع، بر حسب بزرگی پروژه دو نوع استاندارد در مورد راهنماهای مقیاس ا.پ.ف.م. وجود دارد: ۱- اگر پروژه کوچک باشد مطالعه با جزئیات بیشتری انجام می‌گیرد و ۲- هر چه پروژه بزرگتر باشد سطح جزئیات مورد مطالعه کمتر می‌شود.

ارزیابی‌های اکولوژیک در ا.پ.ف.م. و ارزیابی پیامدهای راهبردی توسعه بر محیط‌زیست برای بهبود عملکرد همواره نیاز به بازنگری دارند، و باید مسائلی از جمله ملاحظه‌های اکولوژیکی و مسائل سیمای سرزمین برای استفاده پایدار از محیط‌زیست در آنها مورد توجه قرار گیرند. این تحلیل‌ها در مقیاس‌های مختلفی انجام می‌گیرند. به طور مثال، اگر تحلیل برنامه‌ریزی در سطح منطقه‌ای صورت گیرد، باید ارزیابی راهبردی

بدون شک یکی از مهم‌ترین جنبه‌های هر مطالعه ارزیابی، وابستگی مطالعه به مکان و جرم و تغییر مقیاس در این دو بعد است که در عین سادگی دارای پیچیدگی‌های فراوانی است (Goodchild and Quattrochi, 1997; Montello and Golledge, 1999). اگرچه مقیاس در ا.پ.ف.م. در بعدها زمان، جرم و مکان طرح می‌شود، ولی بیشتر خطاها در تفسیر نتیجه‌ها از برداشت‌های متفاوت از داده‌های مکاندار به وجود می‌آید. مقیاس در ا.پ.ف.م. با داده‌های مکاندار از دو معنی برخوردار است:

۱- وسعت، یا مساحت مکان مورد ارزیابی (منطقه‌ای که تحت تأثیر پروژه است) و ۲- دانه‌بندی^{۲۶}. جزئیات اطلاعات مورد نیاز این خطاها در مورد پروژه‌هایی که درگیر با بعد جرم هستند کمتر دیده می‌شود، زیرا کمی‌سازی جرم به کمک واحدهای سنجش آن مانند کیلوگرم یا تن بسادگی انجام می‌شود و در نتیجه تغییر مقیاس در این گونه پروژه‌ها کمتر موجب ایجاد خطا می‌شود.

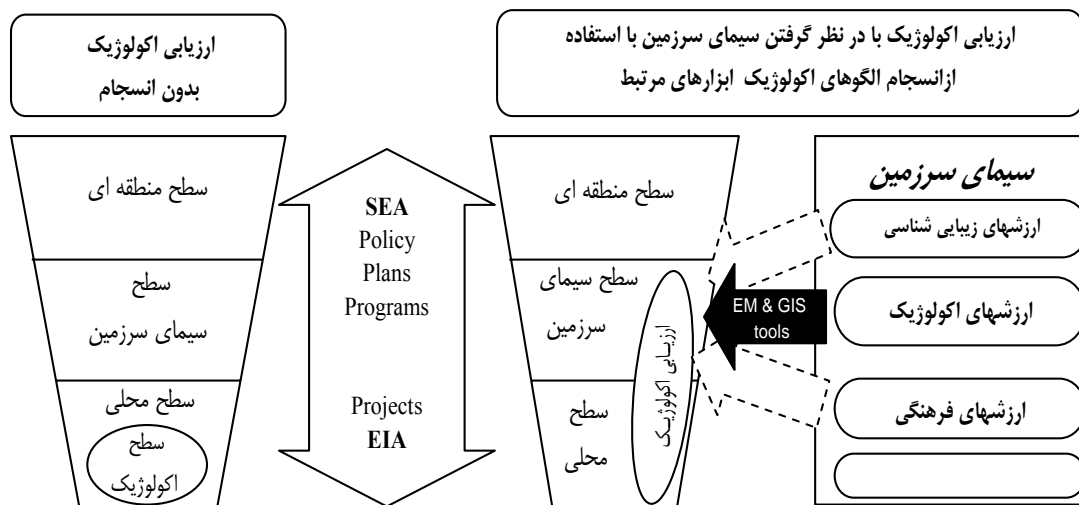
برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس به روش‌های «حرکت چارچوب کاری» در مورد داده‌های اطلاعاتی مکاندار، ابتدا الگوی تخریب در ژاپن برای ۱۰ واحد کاری اجرا شد. به طور مثال، در زیر حوزه ۳، ۸ و ۹ که دارای مساحتی نزدیک به یکدیگرند، عدد تخریب به ترتیب ۲۲، ۳۴ و ۲۷ محاسبه شد (جدول شماره ۱)، در صورتی که محدوده‌ها تقریباً دارای مساحتی معادل یکدیگرند. به دیگر سخن، الگویی ثابت برای ارزیابی پیامدها در سطح محدوده تغییر مکان داده است (شکل شماره ۳). ولی جابه‌جایی چارچوب کاری به دلیل آن که ورودی‌های مختلف در مکان‌های مختلف قرار دارند باعث ایجاد اختلاف عددی در خروجی الگوی ارزیابی شده است.

برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس به روش «تغییر بزرگنمایی» تعدادی از زیرحوزه‌های ارزیابی شده به کمک الگوی تخریب در حوزه آبیگری سد هایزوکا در ژاپن در یکدیگر ادغام شدند و عددهای تخریب به دست آمده تفاوت‌های زیادی نسبت به هم نشان دادند.

به طور مثال، زیر حوزه ۲، یا ۷ که از نظر سلسله مراتب تخریب تقریباً انتهای جدول قرار داشتند و از کمترین عدد تخریب برخوردار بوده‌اند، در مقیاس کوچکتر پس از اعمال معادله تخریب بر یافته‌ها (جدول شماره ۲) به ترتیب رتبه بالاترین و دومین را به خود اختصاص

در شرایطی که ارزیابی اکولوژیک منسجم مورد انتظار باشد، الگوهای اکولوژیک و استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی^{۲۸} در سطح میانی برنامه‌ریزی محیط‌زیست حداکثر کاربرد را خواهند داشت.

محیط زیست برای خط مشی‌ها و یا برنامه‌ریزی‌ها انجام شود. هرچه از سطح برنامه‌ریزی منطقه‌ای به سطح پروژه حرکت شود، به طور موازی داده‌های اطلاعاتی از سطح منطقه‌ای به سطح سیمای سرزمین و سپس سطح محلی نزول پیدا می‌کند (شکل شماره ۶).



() :

(Gontier, 2005)

با متغیر جرم در دریاچه سد سفید رود و هایزوکا که محدود به دریاچه مخزن سد بوده‌است با سادگی بیشتری انجام شد. اما پرسشی که همیشه برای ارزیابان و برنامه‌ریزان محیط‌زیست مطرح می‌شود آن‌است که مناسب‌ترین مقیاس برای ا.پ.ف.م. کدام است؟

البته پاسخ این پرسش بسیار ساده است، زیرا تمامی مقیاس‌ها برای ارزیابی دارای اهمیت هستند و عملکرد را هرگز نمی‌توان از موجود زنده یا موادی که مورد مصرف قرار می‌دهد جدا کرد (Ludwig, 2005). ولی دو بحث مقیاس کلان و خرد برای تعیین واحد مطالعاتی، و سه دیدگاه برای ارزیابی پیامد فعالیت‌ها در محیط‌زیست در مقیاس‌های مختلف قابل طرح است.

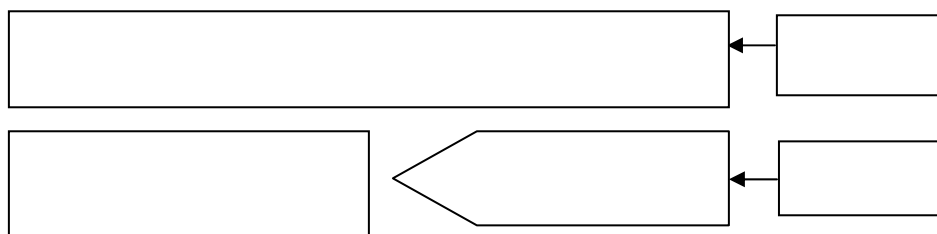
به‌دیگرسخن، پروژه‌هایی که پراکندگی فعالیت‌ها در آنها امکان الگوسازی با داده‌های رقومی، نقشه و اطلاعات ماهواره‌ای فراهم آورد، کلان مقیاس محسوب می‌شوند (مانند پروژه‌هایی در سطح حوزه آبخیز و بزرگتر). ولی پروژه‌هایی که تمرکز آنها بر حفاظت آب و تنوع زیستی باشد، خرد مقیاس محسوب می‌شوند (شکل شماره ۷).

در برنامه‌ریزی محیط‌زیستی تغییر مقیاس ا.پ.ف.م. با دیدگاهی متفاوت از تهیه ا.پ.ف.م. در سطح پروژه تا تهیه گزارش ارزیابی راهبردی توسعه بر محیط زیست^{۲۹} تغییر پیدا می‌کند. در هر حال، در مقیاس میانی^{۳۰} بیشترین تعامل‌ها در ارزشیابی‌های سیمای سرزمین صورت می‌گیرد (Steinhardt and Volk, 2003).

این سطح در برنامه‌ریزی محیط‌زیست، سطح «حوزه آبخیز» محسوب می‌شود، که برای ایران به منزله واحد کاری آمایش سرزمین از طرف مکتب برنامه‌ریزی محیط‌زیست دانشگاه تهران معرفی شده است (مخدوم، ۱۳۸۲) که در این مقاله حوزه آبخیز سد هایزوکا برای آن مثال زده شد.

. . . .

اجرای الگوی تخریب در ژاپن هر دو نوع اطلاعات سطح سیمای سرزمین و کار میدانی برای برداشت اطلاعات از سطح محلی را به عنوان ورودی الگو مورد بررسی و تأثیر مقیاس در ایجاد خطا برای خروجی‌های الگوی ارزیابی را مشخص کرد. این مطلب در مورد ارزیابی



(Ludwig, 2005)

: ()

- 6-coarse scale
- 7-extent
- 8-resolution
- 9-Policy Strategic Effect Assessment
- 10-EIA Project with Cumulative Effect Assessment
- 11-EIA of small projects
- 12-temporal scales
- 13-mass scale
- 14-Island Biogeography
- 15-spatial scale
- 16-resolution
- 17-measuring segment
- 18-grids
- 19-Haizuka Dam
- 20-river class system
- 21-Degradation coefficient of landscape compartments
- 22-ecological vulnerability
- 23-weighted averaging
- 24-Floor
- 25- Biological production
- 26-Grain
- 27-Perspective
- 28-GIS (Geographic Information System)
- 29-SEA; Strategic Environmental Assessment
- 30-meso scale

به‌طور کلی براساس مطالعات به‌عمل‌آمده توصیه می‌شود در مطالعه‌های پایه ا.پ.ف.م. از نقشه‌های با مقیاس کمتر از ۱:۲۵۰۰۰۰ اجتناب شود. تغییر در مقیاس‌های فضایی و جزئیات باعث تغییر در نتیجه‌های ا.پ.ف.م. می‌شود (João, 2000). در هر پروژه ا.پ.ف.م.، کار میدانی باعث تکمیل و تصحیح داده‌ها و اطلاعات موجود می‌شود که به مقیاس خاصی بستگی ندارد. یکی از راه‌های کاهش انتقادهای وارد بر ا.پ.ف.م.، در نظر گرفتن مقیاسی مناسب در سطح برنامه‌ریزی محیط زیستی است، به طور مثال با ارزیابی راهبردی محیط‌زیستی تا حد زیادی از عدم قطعیت یافته‌های ارزیابی در سطح برنامه‌ریزی‌ها می‌توان کاست. با وجود همه این بحث‌ها، انتخاب مقیاس مناسب در ا.پ.ف.م. کاملاً تصادفی است و به عوامل زیادی از جمله نوع و اندازه پروژه، یا برنامه، مطالعه‌های اجتماعی و اکولوژیکی موجود، همگنی یا ناهمگنی فضای مورد مطالعه و اطلاعات قابل دسترس، بستگی دارد. امید است که در آینده چارچوبی برای انتخاب مقیاس مناسب و دقیق در ا.پ.ف.م. مشخص شده و به صورت اجباری و شفاف در گزارش‌ها استفاده‌شود.

- 1-Environmental Impact Assessment (EIA)
- 2-Zooming
- 3-Panning
- 4-Representation Fraction
- 5-fine scale

جعفری، ع. ۱۳۷۸. نقشه خوانی (چاپ سوم). تهران. سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح. ۱۹۸ صفحه.

چمنی، ع. و همکاران ۱۳۸۴. ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست استان همدان با کاربرد مدل تخریب. محیط شناسی. شماره ۳۷. ۳۵-۴۴.

مخدوم، م. ۱۳۸۲. شالوده آمایش سرزمین (چاپ پنجم). تهران. انتشارات دانشگاه تهران. ۲۵۶ صفحه.

.....

-
- Azari Dehkordi, F. 2005. Environmental Impact Assessment of Dams in Japan and Iran; A Landscape Ecological Modeling Perspective. PhD Dissertation. Hiroshima: Hiroshima University 358 pp.
- Azari Dehkordi, F., Makhdoum, M.F. and Nakagoshi, N. 2003. Sefidrood River Sub Watershed-Dam-Estuary and Degradation Model: A Holistic Approach in Iran. *Chinese Geographical Science* 13 (4): 328-333.
- Biswas, A.K. ; Geping, Q. ; (eds). 1987. Environmental Impact Assessment for Developing Countries. London: For the United Nations University, by TYCOOLY INTERNATIONAL 232 pp.
- Brismar, A. 2004. Attention to impact pathways in EISs of large dam projects. *Environmental Impact Assessment Review* 24: 59-87.
- Buckley, R.C. 1991. How accurate are environmental impact predictions? *Ambio* 20:161-162.
- Costanza, R., et al. 1993. Scaling aspects of complex systems. MEERC Synthesis Paper. University of Maryland Center for Environmental Science, Cambridge.
- Culhane, P.J. 1987. The precision and accuracy of US environmental impact statements. *Environmental Monitoring and Assessment* 8:217-238
- Dale, V.H. ; Haeuber, R.A. (eds). 2001. Applying Ecological Principles to Land Management. New York: Springer-Verlag 346 pp.
- Erickson, P.A. 1994. A Practical Guide to Environmental Impact Assessment. San Diego: Academic Press Inc. 266 pp.
- Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge: Cambridge University Press 632 pp.
- Gontier, M. 2005. Integrating landscape ecology in environmental impact assessment using GIS and ecological modeling. In Tress, B., G. Tress, G. Fry, and P. Opdam (eds). From Landscape Research to Landscape Planning; Aspects of Integration, Education and Application. Wageningen: Springer 452 pp.
- Goodchild, M.F. ; Quattrochi, D.A. 1997. Scale in Remote Sensing and GIS. Boca Raton: Lewis Publishers. P1-11.
- Hilty, J.A., et al. 2006. Corridor Ecology; the Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Washington DC: Island Press 323 pp.
- Hoekstra, T.W., Allen, T.F.H. and Flather, C.H. 1991. Implicit scaling in ecological research. *BioScience* 41:148-154.
- João, E. 2002. How scale effects environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Rev.* 22: 289-310.
- João, E. 2000. The Importance of Scale Issues in Environmental Impact Assessment and the Need for Scale Guidelines. Department of Geography and Environment, London School of Economics. Report No. 62.

-
- João. E. 1998. Causes and Consequences of Map Generalisation. London: Taylor & Francis. Cited in www.Lsc.ac.uk.
- Ludwig, J.A. 2005. Disturbance and landscapes: the little things counts. In J.A. Wiens and M.R. Moss (eds). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press 390 pp.
- Makhdoum. M. F. 2002. Degradation Model: A quantitative EIA instrument, acting as a decision support system (DSS) for environmental management. *Environmental Management*, 30(1), 151-156.
- Montello. D.R. ; Golledge, R. 1999. Scale and detail in the Cognition of Geographic Information – Report of a specialist meeting held under the auspices of the Varenus Project. Santa Barbara, CA: National Centre for Geographical Information and Analysis. Cited in www.Lsc.ac.uk.
- Randolph, J. 2004. *Environmental Land Use Planning and Management*. Washington DC: Island Press 664 pp.
- Schindler, D.W. 1976. The impact statement boondoggle. *Science* 152:509.
- Schneider, D.C. 1994. *Quantitative Ecology; Spatial and Temporal Scaling*. London: Academic Press 395 pp.
- Smith, R.L. 1990. *Ecology and Field Biology* (4th ed). New York: Harper Collins Publisher 922 pp.
- Steinhardt, U. ; Volk, M. 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modelling* 168: 251-265.
- Steiner, F. 1999. *The Living Landscape: An Ecological Approach to Landscape Planning*. New York: McGraw-Hill 477 pp.
- Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basin and channel networks, section 4-11. In V.T. Chow (Editor), *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw Hill, New York.
- Turner, M.G. R., Gardner, R.H. and O'Neill, R.V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag 410 pp.
- Warren, A. 2002. Land degradation is contextual. *Land Degradation & Development*, 13, 449-459