محیط شناسي ،سال سي و چهارم، شماره۴۵ بهار ۸۷،صفحه ۱۲۰-۱۰۷

تغییر مقیاس در ارزیابي پیامد فعالیت‌ها بر محیط‌زیست (نمونه‌هاي مورد مطالعه: سد سفید رود ایران و سد هایزوکا ژاپن)

فرود آذري دهکردي*[1]، نوشین خزاعي[2]، داریوش مینایي تهراني[3]

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

چکیده

مقیاس در ارزیابی بحثی است پیچیده که تابع بسیاری از متغیرها از بودجهٔ پروژهٔ گرفته‌شده تا وضعیت محدودهٔ مورد مطالعه، نوع تأثیرات و قدرت تفکیک نقشه‌هاست. مقیاس و تغییر آن در سه بعد زمان، جرم و مکان قابل طرح است. برای نشان‌دادن تأثیر تغییر مقیاس در ارزیابی پیامد فعالیت‌ها بر محیط زیست[1]، الگوی تخریب در ژاپن در ۱۰ واحد کاری اجرا شد. مشخص شد که تغییر مقیاس با روش تغییر بزرگ‌نمایی[2] و نیز روش جابه‌جایی چارچوب‌کاری[3] تأثیر زیادی در یافته‌های الگوی تخریب دارد. برای مثال در تغییر بزرگنمایی مشخص شد که قسمت‌هایی از محدودهٔ مطالعاتی که در مقیاس کوچکتر تخریب شده‌بودند، در مقیاس بزرگتر تقریباً دست‌نخورده برآورد می‌شدند. برای نشان‌دادن تغییر مقیاس‌جرمی 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 دریاچهٔ سدها مورد قیاس قرار گرفتند و نتیجهٔ 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.

کلید واژه

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

سرآغاز

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 نحوی‌که 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 درنتیجه، کاربرد آنها درگزارش کاهش و پایش محیط زیستی است.

در واقع پرسش‌این است‌که ضعف یافته‌ها در گزارش‌های ا.پ.ف.م. که باعث انتقادهای فراوان به‌آن‌است(e.g. Schindler 1976; 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 درجهٔ۱ باشد در برآورد منطقه‌ای ممکن است درجهٔ ۲ محسوب شود (مخدوم ، ۱۳۸۲)، زمین‌هایی‌که در مقیاس کلان بشدت فرسایش پیدا کرده و تخریب‌شده محسوب می‌شوند، ممکن‌است 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 تهیهٔ اطلاعات و سپس تفسیر نتیجه‌ها خواهد بود.

نویسندهٔمسئول: تلفن: ۶۱۱۱۳۱۸۳ -۰۲۱

E-mail: forood@lycos.com

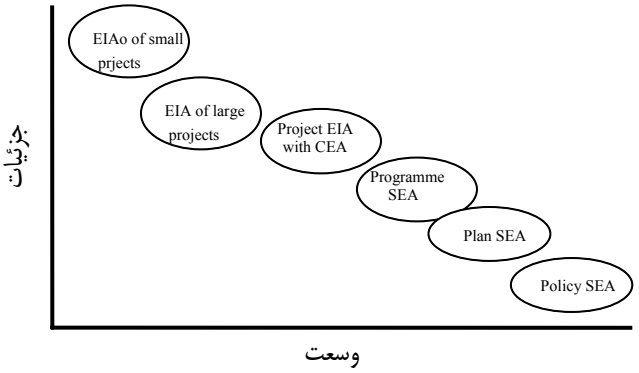
Archive of SID

www.SID.ir

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

در برنامه‌ریزی محیط‌زیست مقیاس، بحثی نسبی‌است‌که تفسیرهای بسیار متفاوتی از آن شده و خواهد شد. به طور مثال Steiner (۱۹۹۹)، مقیاس‌خرد[۵] را محدوده‌های کوچک مانند محوطهٔ اطراف خانه و مقیاس‌کلان[۶] را محدوده‌های بسیار بزرگتر مانند استان، یا حوزهٔ آبخیز می‌داند، درحالی‌که بعضی پژوهشگران مقیاس را عبارت از وسعت[۷] حضور و دامنهٔ تغییرات یک ویژگی برای فرایندی در فضا، یا زمان و یا قدرت‌تفکیک[۸] دانه‌بندی فضایی، یا مقطع زمانی، یا درجهٔ پیچیدگی می‌دانند Hoekstra et al., 1991;Costanza, 1993;Turner et al., 2001).

رابطهٔ بین میزان حضور جزییات (داده‌های اطلاعاتی) و سطح اجرای پروژه (بزرگی محدودهٔ مطالعاتی)درشکل‌شمارهٔ(۱)آورده شده است. براین‌اساس، 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.



شکل شمارة(۱): ارتباط بین وسعت و جزییات در ا.پ.ف.م.

(João, 2000)

انواع مقیاس

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 گردآوری‌شده برای جرم و زمان که مبنای 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 جرم‌ومکان، و تأثیر آن در یافته‌های ا.پ.ف.م. پرداخته می‌شود.

مقیاس زماني

فرایندهای اکولوژیک درمقیاس‌های مختلف زمانی[۱۲]بلندمدت، کوتاه‌مدت و بعضی در طول زمان تغییرات اکوسیستم‌ها عمل می‌کنند. فرآیندهای سوخت و ساز بدن در ثانیه تا دقیقه ، تجزیه در طول چندساعت تا چنددهه وتشکیل خاک بین دهه‌ها تا سده‌ها به طول می‌انجامند. بعلاوه اکوسیستم‌ها فصل‌به‌فصل و سال‌به‌سال به‌دلیل پاسخ به وجود متغیرهایی چون آب‌وهوا در کنار تغییرات دراز مدت توالی، به ناچار تغییر پیدا می‌کنند. فعالیت‌های انسانی ممکن‌است باعث تغییر در چرخهٔ بیوژئوشیمیایی شوند و در نتیجه جمعیت و یا توالی اکوسیستم‌ها را تغییر دهند که به‌احتمال زیاد این آثار سال‌ها، یا قرن‌ها باقی می‌مانند (Dale and Haeuber, 2001).

در ا.پ.ف.م. اثرهای مربوط به فعالیت‌های پروژه به سه دستهٔ قبل از احداث(بدون انجام پروژه)، حین(مرحله ساخت‌وساز)، و بعد از تکمیل پروژه(زمان‌بهره‌برداری)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. برای‌نمونه در بزرگراهی گونه‌ای از درخت توت برای تفکیک دو سمت رفت و برگشت بزرگراه کاشته می‌شود، قبل

Archive of SID

www.SID.ir

از آنکه درختان میوه دهند، به دلیل توسعهٔ 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 میوهٔ 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 ادامهٔ سانحه‌های بزرگراهی، تمامی درختان را ریشه‌کن می‌کنند و این در حالی‌است‌که فصل میوه‌آوری و فاسد شدن توت‌ها بیش از چند هفته در سال طول نمی‌کشد (Erickson, 1994).

مقیاس جرمی

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 رابطهٔ بزرگی سطح منطقه و تأثیر تغییر مقیاس بر زیستگاههای موجود در آن در نظریهٔ جغرافیای زیستی جزیره[۱۴] مطرح می‌شود. دراین نظریه، تغییر تعداد و تنوع گونه‌ها با مساحت و فاصلهٔ جزیره‌ها، تا خشکی اصلی(قاره‌ها) بستگی مستقیم، ولی غیرخطی دارد. یعنی هرچه مساحت جزیره بزرگتر باشد، تعداد گونه‌هایی که مورد پذیرایی قرار می‌گیرند، بیشترخواهند 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 نظریهٔ جغرافیای جزیره تبعیت می‌کند. یعنی، برای مثال افزایش مقدار جرم آلاینده‌های هوا درسطح شهر تهران (یا هر شهر دیگر) فقط تا حدی مشخص برای شهروندان قابل تحمل خواهدبود و در صورت شکسته شدن استانداردها به دلیل تغییر در مقیاس جرمی، آلودگی هوا از حد بسیار خطرناک می‌گذرد و سکنه با فاجعهٔ (مرگ) روبه‌رو خواهند شد.

مقیاس مکان‌دار

در روش‌های روی‌هم‌اندازی برای ا.پ.ف.م. که بر اساس نقشه‌های مختلف ممکن است تهیه شوند، مشخصه‌هایی مانند قدرت تفکیک، تغییر سطح محدودهٔ مطالعاتی و یا سطح برنامه‌ریزی محیط‌زیستی نقش مهمی در خروجی‌های فرایند ارزیابی بازی می‌کنند. در نتیجه، مقیاس مکاندار[۱۵] از اهمیت بسزایی در تعیین دقت داده‌های خروجی و برآورد هزینه‌های ا.پ.ف.م. برخوردار است.

تغییر سطح محدوده مطالعاتی و قدرت تفکیک در تهیه نقشه

یافته‌های ا.پ.ف.م. برای بررسی‌های مکاندار تابعی از قدرت تفکیک[۱۶] نقشه‌ها و بزرگی مساحت محدوده مورد مطالعه‌اند. پس نخستین پرسش مهم این‌است‌که « با تغییر مقیاس، یعنی تغییر در دامنهٔ 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 ذکرشده است. در این مثال آورده‌اند که اگر به خانه‌ای آجری با عدسی زوم عکاسی نگاه کنیم از دور دیوار به صورت یکدست و به‌شکل‌کلی «خانه» دیده می‌شود. هنگامی‌که 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. این‌درحالی 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 درآن دیده‌شوند. در حالت اوّل خانه در بردارندهٔ دیوار ، در حالت دوم دیوار دربردارندهٔ آجرها و در حالت سوم، آجرها در بردارندهٔ مواد سازنده خود هستند. این مثال برای داده‌های مکاندار که بر روی نقشه ثبت شده‌باشند نیز صدق می‌کند. با تغییر مقیاس، قدرت تفکیک بیشتر می‌شود و در نتیجه جزییات بیشتری مشاهده می‌شوند.

دومین پرسش مهم دیگر این‌است‌که اگر در سطحی ثابت، قدرت تفکیک نقشه تغییر کند چه اتفاقی خواهد افتاد؟شکل شمارهٔ(۲)نقشهٔ 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 طوری‌که 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 نقشهٔ محیط کشور نروژ، با کاهش فاصله واحدهای اندازه‌گیری[۱۷] طول از A تا G، پیچیده‌تر ، درازتر و دقیق‌تر می‌شود.

Archive of SID

www.SID.ir

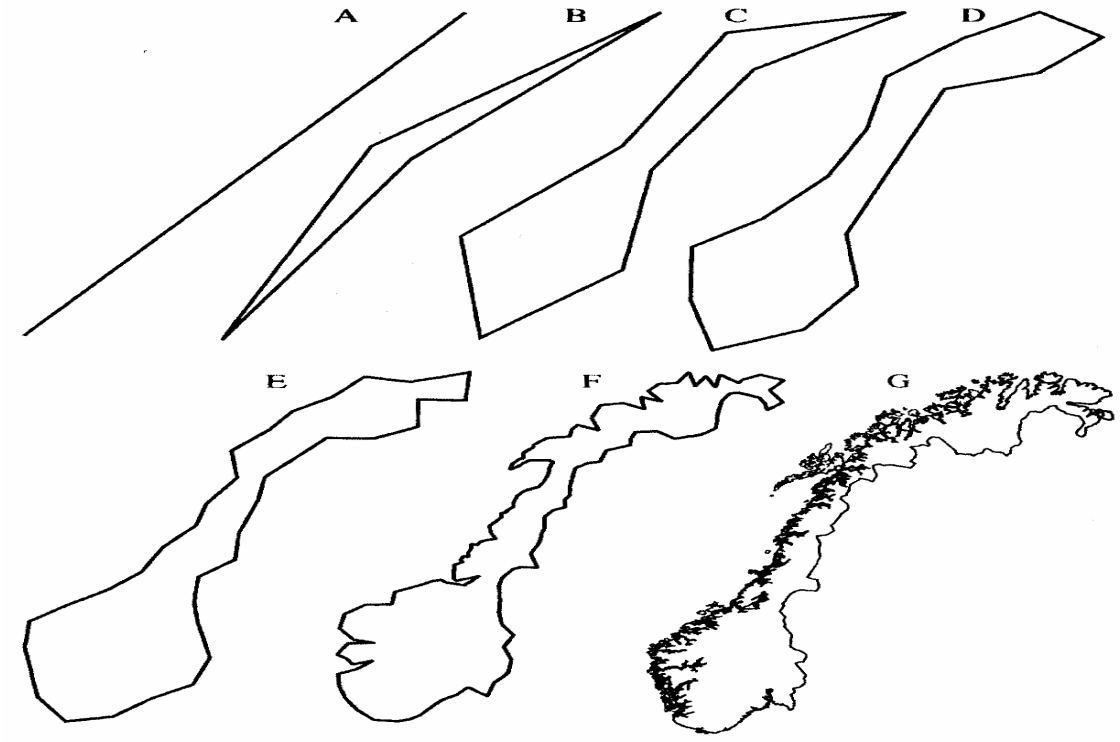
در A، طول این کشور ۱۷۸۴ کیلومتر است، زیرا این، حداکثر واحد اندازه‌گیری ممکن بوده است. با چنین دقت پایینی، این خط از سوئد و فنلاند نیز عبور می‌کند.

از B تا F فاصله اندازه‌گیری بین دو نقطه واحد اندازه‌گیری به طور مرتب نصف شده‌است. با رسیدن به کسر ۱/۳۲ واحد اندازه‌گیری اولیه در F، سرانجام در G محیط واقعی کشور نروژ با قدرت تفکیک متناسب با مقیاس نقشه ترسیم شده است.

به دیگر سخن، اندازه‌گیری تغییر مقیاس بر اساس مقدار جزییات موجب نشان‌دادن 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 جابجایی مکانی پدیده‌های‌خطی، 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 شمارۀ۲).



شکل شمارة(۲): تأثیر افزایش قدرت تفکیک در ترسیم نقشه‌کشور نروژ (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.

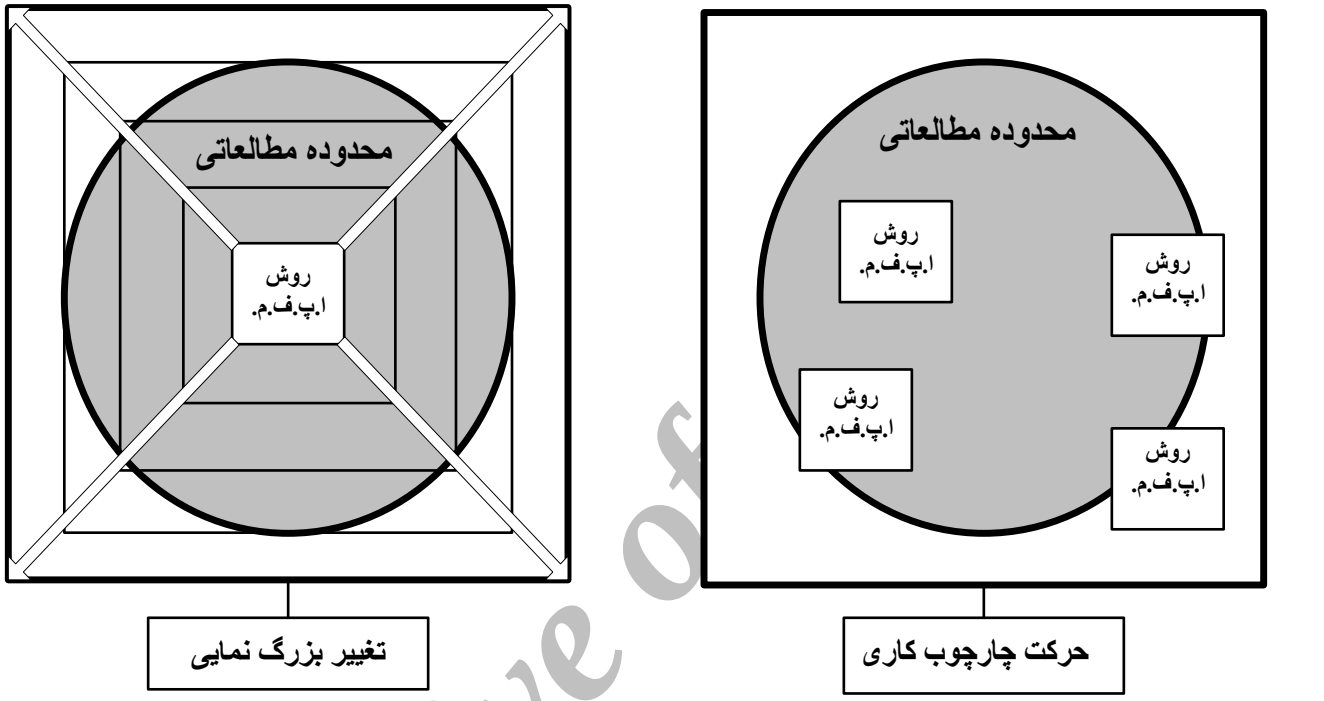
روش‌هاي كار و محدوده‌هاي مطالعاتي

مقايسة تغييرمقياس داده‌هاي مكاندار در روش‌هاي چارچوب كاري و تغيير در بزرگنمايي

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 می گیرد.

www.SID.ir

در حالت اوّل، قدرت تفکیک و در حالت دوم روش‌شناسی مشخص، در مکان‌های متفاوت استفاده می‌شود. مثال عمومی برای حالت دوم (حرکت چارچوب‌کاری) محدودهٔ مطالعاتی است که واحدهای کاری آن به شکل چهارگوشه‌ها[۱۸] تعیین شده باشند (شکل شمارهٔ۳).



شکل شمارهٔ(۳): نمودار شماتیک مقایسهٔ تغییر مقیاس

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 حوزهٔ آبگیر سد هایزوکا[۱۹] واقع در ایالت هیروشیمای ژاپن در نظر گرفته شد.

در این حوزه آبگیر، ۱۰ زیر حوزه براساس روش استرالر (Strahler, 1964) که بر دسته‌بندی سامانهٔ رودخانه‌ها[۲۰] استوار است مشخص شدند. این حوزه در حدود ۲۱۱ km^2 مساحت دارد (شکل شمارهٔ۴).

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

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

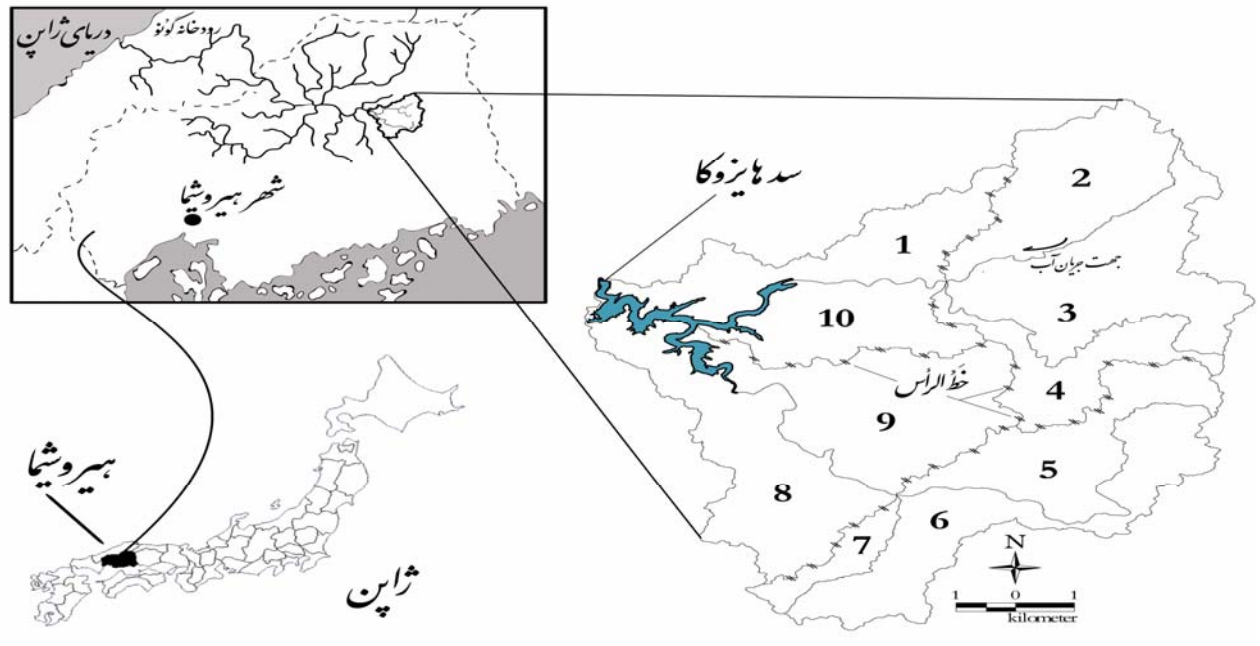
که در آن «LD» مبین عدد تخریب واحدهای اکولوژیک سیمای سرزمین[۲۱]، و «$\sum kI$» مجموع شدت نمایه‌های تخریب در هر واحد کاری («I» فعالیت و «k» شدت) و «V» آسیب‌پذیری اکولوژیک است.

فهرست پیشنهادشده 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:

جنگل‌تراشی (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[۲۲] براساس میانگین وزنی[۲۳] برای لایه‌های اطلاعاتی رقومی‌شده 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).

Archive of SID

www.SID.ir



شكل شمارة(۴): محدوده مطالعاني اجراي الگوي تخريب در ژاپن

مقياس جرمي و ارزيابي پيامدها در محيط زيست

برای نشان‌دادن تأثیر تغییر مقیاس جرمی در ارزیابی پیامدهای محیط زیستی سدها ابتدا سد سفید رود در ایران انتخاب شد. این سد در حوزهٔ آبگیر قزل اوزن قرار دارد و در محل به هم رسیدن دو رودخانهٔ شاه‌رود و قزل‌اوزن در نزدیکی شهر منجیل ساخته شده است. آب دریاچه این سد سرانجام از راه رودخانهٔ سفیدرود پس از طی ۱۳۰ کیلومتر از میان بندر کیاشهر به دریای خزر می‌ریزد (شکل شمارهٔ۵). برای مقایسهٔ سد دیگری به نام هایزوکا در ژاپن انتخاب شد که در دور افتاده‌ترین نقاط ایالت هیروشیمای ژاپن در حوزهٔ آبگیر رودخانه گونو واقع شده و به دریای ژاپن می‌ریزد (شکل شمارهٔ۴). در جدول شمارهٔ (۱) ویژگی‌های مخزن دو سد بزرگ سفیدرود و هایزوکا به ترتیب مقایسه شده‌اند (جدول شمارهٔ ۱).

شكل شمارة(۵): موقعيت درياچة سد سفيدرود و حوزة آبگيرآن در ايران

www.SID.ir

فهرست شناسایی پیامدهای ناشی از آبگیری مخزن سد در Brismar (۲۰۰۴) ذکر شده‌است، یک قیاس ساده بین فهرست پیامدها و بزرگی مخزن سدها بخوبی می‌تواند نشان‌دهندهٔ اختلاف عظیم یافته‌های ارزیابی پیامدهای ناشی از احداث و سپس آبگیری هر کدام از این سدها باشد.

جدول شمارهٔ(۱): مقایسهٔ ویژگی‌های دو سد در ایران و ژاپن (Azari Dehkordi, 2005**)**

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

همان‌طور که در جدول شمارهٔ(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 بالقوهٔ آبگیری مخزن سد بر محیط زیست از مأخذ فوق به شرح زیر است:

اثرهاي داراي اهميت بيشتر

تله افتادگی جانوران خشکی‌زی در رودخانه(درخت و جزیره‌ها)، افزایش فشار سیال برروی 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 محدودهٔ زمین‌های مخزن، افزایش سطح آبهای کم عمق به دلیل وجود مخزن، تغییر از شرایط رودخانه به شرایط دریاچه، تولید جیوهٔ 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 حاشیهٔ رودخانه جدید به وسیلهٔ مخزن، تغییر شرایط زیستگاهای آبی (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 کنارهٔ 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 اطلاعات‌پایه برای کمّی‌سازی یا سنجش مشخصه‌هاست و در آن برای بارگذاری اهمیت نشانزدها 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 مرتبهٔ 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

Archive of SID

www.SID.ir

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

یافته‌ها

نتیجة اجراي الگوي تخریب در ژاپن و تأثیرآن در تفسیر یافته‌ها

برای نشان دادن تأثیر تغییر مقیاس به روش‌های «حرکت چارچوب‌کاری» و «تغییر بزرگنمایی» در مورد داده‌های اطلاعاتی مکاندار ابتدا الگوی تخریب در ژاپن برای ۱۰ زیر حوزهٔ (واحد کاری) اجرا شد که نتیجه‌های حاصل از انجام این الگو در جدول شمارهٔ(۲) آورده شده است.در حالت حرکت «چارچوب‌کاری» با وجودی که محدوده‌ها تقریباً دارای مساحتی معادل یکدیگرند ، اختلاف عددی در یافته‌های ارزیابی مشاهده می‌شود

جدول شمارهٔ(۲): نتیجهٔ اجراي الگوي تخریب در ژاپن

	زیرحوزه									
	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
مساحت (هکتار)	۲۱۵۲	۲۱۹۰	۲۹۲۲	۱۳۱۷	۱۹۶۸	۲۴۸۷	۵۰۵	۲۹۵۸	۲۴۹۰	۱۶۷۱
نمایه فعالیت‌های انسانی ($\sum kI$)	۴۶	۳۴	۴۶	۴۸	۵۶	۶۴	۳۰	۶۸	۵۴	۵۸
آسیب پذیری اکولوژیک (V)	۲/۱	۲/۲	۲/۱	۲/۱	۲	۱/۹	۱/۸	۲	۲	۲
$L_D = \sum kI / V$	۲۲	۱۵	۲۲	۲۳	۲۸	۳۴	۱۷	۳۴	۲۷	۲۹

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 ادغام شدند (جدول شمارهٔ۳) و عددهای تخریب بدست آمده تفاوت‌های زیادی را نسبت به هم نشان دادند.

جدول شمارهٔ(۳): ادغام زیر حوزه‌ها براي ایجاد نقشهٔ کوچک مقیاس و تحلیل نتیجه‌هاي الگوي تخریب

	زیرحوزه الف	زیرحوزه ب	زیرحوزه پ	زیرحوزه ت
	ز.ح. ۱ و ۱۰	ز.ح. ۲،۴،۳	ز.ح. ۵،۷،۶	ز.ح.۹،۸
$\sum kI$	۴۲	۵۸	۷۰	۶۶
V	۲	۲/۱	۱/۹	۲
$L_D = \sum kI / V$	۲۱	۲۸	۳۷	۳۳

مقایسه تغییر مقیاس جرمي براي مخزن دو سد سفیدرود و هایزوکا

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 دریاچهٔ سدسفید رود در حدود ۵۱ کیلومتر مربع بزرگتر از سد هایزوکا، و وزن آب موجود در مخزن آن، ۱۷۵۰ متر مکعب بیشترخواهد 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 شمارهٔ۴).

Archive of SID

www.SID.ir

جدول شمارة(۴): مقایسه بزرگي آثار اکولوژیک دو سد در ایران و ژاپن با حجم مخزن‌هاي متفاوت براي نشان دادن تاثیر تغییر مقیاس جرمي (Azari Dehkordi, 2005, Brismar, 2004)

نشانه‌ها		بزرگي نسبي اثرها									
		زیاد (۴)		متوسط (۳)		کم (۲)		ناچیز (۱)		نامشخص	
		▼	■	▼	■	▼	■	▼	■	▼	■
	تله افتادگی جانوران خشکی‌زی در رودخانه (درخت و جزیره)	●						●			
	افزایش فشار سیال برروی 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 محدودهٔ 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 زمین های 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

Archive of SID

www.SID.ir

بحث و نتیجه‌گیری

بدون شک یکی از مهم‌ترین جنبه‌های هر مطالعهٔ 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 بعدهای 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]. جزییات اطلاعات مورد نیاز این خطاها در مورد پروژه‌هایی که درگیر با بعد جرم هستند کمتر دیده می‌شود، زیرا کمّی‌سازی 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 شمارهٔ۱) ، در صورتی‌که محدوده‌ها تقریباً دارای مساحتی معادل یکدیگرند. به دیگر سخن، الگویی ثابت برای ارزیابی پیامدها در سطح محدودهٔ تغییر مکان داده است (شکل شمارهٔ ۳)، ولی جابه‌جایی چارچوب‌کاری به دلیل آن‌که 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 حوزهٔ آبگیر سد هایزوکا در ژاپن در یکدیگر ادغام شدند و عددهای تخریب به‌دست 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 معادلهٔ تخریب بر یافته‌ها (جدول شمارهٔ۲) به ترتیب رتبه بالاترین و دومین را به خود اختصاص دادند (زیر حوزه پ و الف)، در حالی‌که 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، مقایسهٔ فهرست شناسایی آثار و داده‌های اطلاعاتی مربوط به دو سد در ایران و ژاپن مبین تفاوت زیاد در بزرگی پیامد تأثیرات آبگیری مخزن سد در دو مقیاس متفاوت است. برای مثال به دلیل وسعت بسیار زیاد دریاچهٔ 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 برآوردشد، زیرا فشار متوسط آب دریاچهٔ سد سفیدرود دو برابر محاسبه شده‌بوده‌است. بعضی نشانزدها مانند«ازدست‌رفتن زمین‌های غرق‌شده»،یا«افزایش‌سطح 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 تحت‌تأثیر جرم آب ذخیره‌شده در پشت سد قرار می گیرند.

تغییر مقیاس در برنامه‌ریزی محیط زیست

تغییر مقیاس، محدود به کاهش، یا افزایش قدرت تفکیک، zooming و panning نیست، بلکه برحسب طرح نوع مسئله ازدیدگاه[۲۷] اوّل) 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 جزییات بیشتری انجام می گیرد و ۲- هر چه پروژه بزرگتر باشد سطح جزییات مورد مطالعه کمتر می‌شود.

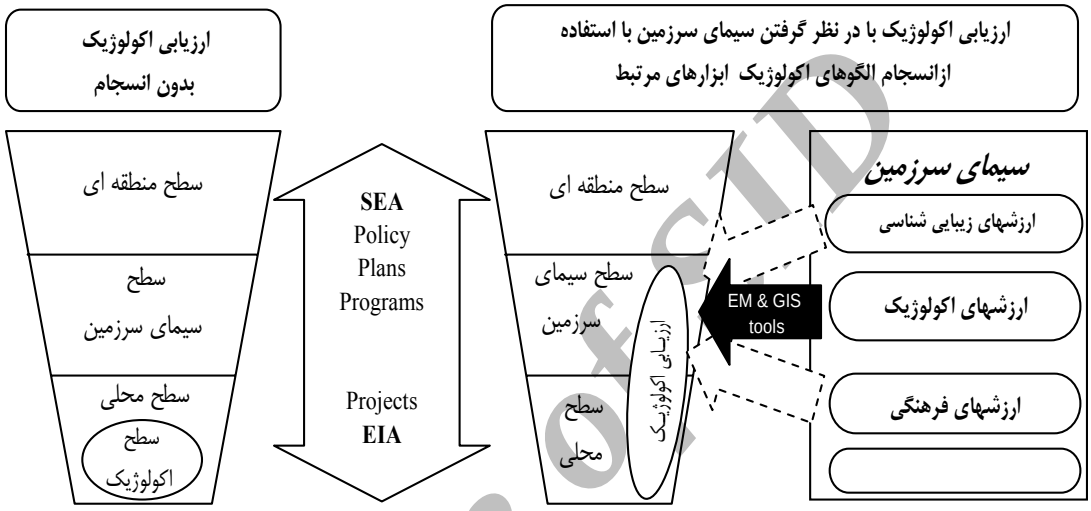
ارزیابی‌های اکولوژیک در ا.پ.ف.م. و ارزیابی پیامدهای راهبردی توسعه بر محیط‌زیست برای بهبود عملکرد همواره نیاز به بازنگری دارند، و باید مسائلی از جمله ملاحظه‌های اکولوژیکی و مسائل سیمای سرزمین برای استفاده پایدار از محیط‌زیست در آنها مورد توجه قرار گیرند. این تحلیل‌ها در مقیاس‌های مختلفی انجام می‌گیرند.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

Archive of SID

www.SID.ir

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 شمارهٔ۶).

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 خواهنداشت.



شکل شمارهٔ(۶): نمایش تغییر سطح مقیاس فیزیکی با واحدهای اکولوژی سیمای سرزمین و برنامه‌ریزی محیط‌زیست (Gontier, 2005)

در برنامه‌ریزی محیط‌زیستی تغییر مقیاس ا.پ.ف.م. با دیدگاهی متفاوت از تهیهٔ ا.پ.ف.م. در سطح پروژه تا تهیهٔ 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 «حوزهٔ آبگیر» محسوب می‌شود ، که برای ایران به منزلهٔ واحد کاری آمایش سرزمین از طرف مکتب برنامه‌ریزی محیط‌زیست دانشگاه تهران معرفی‌شده است (مخدوم، ۱۳۸۲) که در این مقاله حوزهٔ آبخیز سد هایزوکا برای آن مثال زده شد.

پیشنهاد مناسب‌ترین مقیاس برای ا.پ.ف.م.

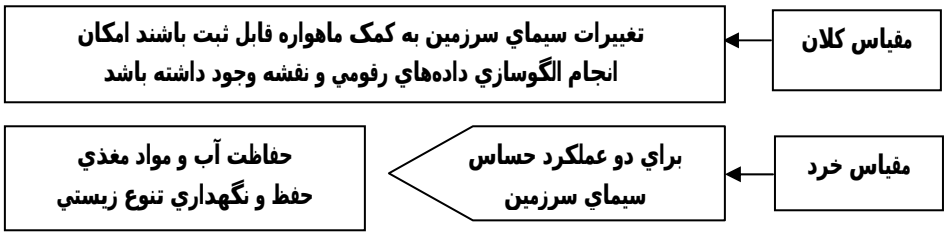
اجرای الگوی تخریب در ژاپن هر دو نوع اطلاعات سطح سیمای سرزمین و کار میدانی برای برداشت اطلاعات از سطح محلی را به عنوان ورودی الگو مورد بررسی و تأثیر مقیاس در ایجاد خطا برای خروجی‌های الگوی ارزیابی را مشخص کرد. این مطلب در مورد ارزیابی با متغیر جرم در دریاچهٔ سد سفید رود و هایزوکا که محدود به دریاچهٔ مخزن سد بوده‌است با سادگی بیشتری انجام شد. اما پرسشی که همیشه برای ارزیابان و برنامه‌ریزان محیط‌زیست مطرح می‌شود آن‌است‌که 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 آبگیر و بزرگتر). ولی پروژه‌هایی که تمرکز آنها بر حفاظت آب و تنوع زیستی باشد، خرد مقیاس محسوب می‌شوند (شکل شمارهٔ۷).

Archive of SID

www.SID.ir



شكل شمارة(۷): مناسب‌ترين مقياس براي ارزيابي (Ludwig, 2005**)**

به‌طورکلی 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 جزییات 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 نظرگرفتن 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 اندازهٔ 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.

یادداشتها

1-Environmental Impact Assessment (EIA)
2-Zooming
3-Panning
4-Representation Fraction
5-fine scale
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
23weighted averaging
24-Floor
25- Biological production
26-Grain
27-Perspective
28-GIS (Geographic Information System)
29-SEA; Strategic Environmental Assessment
30-meso scale

منابع مورد استفاده

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. شمارهٔ ۳۷. ۳۵-۴۴.

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

Archive of SID

www.SID.ir

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 Aoolication. 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.

Archive of SID

www.SID.ir

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 GeographicInformation – Report of a specialist meeting held under the auspices of the Varenius 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

Archive of SID

www.SID.ir