

Ciudad sustentable: visión desde la economía ecológica y desde la economía ambiental*

Dra Mariana Conte Grand

PhD en Economía (UCLA). Especialista en Economía del Medio Ambiente y los Recursos Naturales y Economía Matemática.

Profesora e Investigadora Universidad del CEMA

1. Introducción

La Comisión Brundtland definió al desarrollo sustentable como aquél que satisface “las necesidades de la generación presente sin comprometer la habilidad de las futuras generaciones para satisfacer sus necesidades” (World Comisión on Environment and Development, 1987). En ese marco, se entiende por “ciudad sustentable” la ciudad en la que los logros en el desarrollo social, económico y físico están hechos para durar. Una ciudad sustentable tiene una oferta durable de recursos naturales de los cuales depende su desarrollo (usándolos a un nivel de rendimiento sustentable), y mantiene un nivel de seguridad (permitiendo solamente un nivel de riesgo aceptable) frente a potenciales riesgos ambientales que puedan amenazar sus logros en términos de crecimiento.

Recién en los últimos quince años el concepto de la “ciudad sustentable” ha comenzado a ser un tema central de debate. En los primeros foros internacionales sobre medio ambiente, la temática urbana era casi irrelevante. En el Informe de la Comisión Mundial de 1987, recién citado, en cambio, hubo un capítulo destinado a las ciudades pero estuvo a punto de ser omitido del informe por las controversias que generó entre sus miembros (ver McGranahan y Satterthwaite 2003 y Clark 2003). Así, en los años 90 se dinamizó el debate de la relación entre ciudades y medio ambiente con la creación de programas específicos en el ámbito internacional, a los cuales siguieron programas a escala regional (como los dispuestos por la Unión Europea) y acciones más específicas en las ciudades.

2. El marco de análisis de la economía

En la literatura económica relacionada con lo ambiental hay dos ramas del conocimiento: la economía ecológica y la economía ambiental. Dichas ramas tienen puntos en común pero varía la perspectiva de cada una de ellas con respecto a los temas que se consideran prioritarios. Sintéticamente, Ma y Stern (2004) muestran que para la economía ambiental el tópico más importante es la valuación de impactos ambientales, seguidos por el diseño de regulaciones ambientales, y recién en último lugar temas de crecimiento relacionados con el medio ambiente. En cambio, para la economía ecológica, la valuación no tiene ninguna cabida, y la clave son los temas de contabilidad ambiental y de sostenibilidad. Además, la economía ecológica provee un enfoque más interdisciplinario fundamentalmente apoyado en las ciencias biológicas, mientras que el área de economía ambiental es más una especialización en economía.

2.1. Ecología urbana: enfoque de la economía ecológica

Hay principalmente dos líneas temáticas en el estudio geofísico de la interrelación entre ciudad y medio ambiente (ver Pickett et al, 2001, entre otros, para esta distinción). El estudio de la ecología “en” la ciudad, consiste en comprender los procesos ecológicos en las ciudades (por ejemplo, la composición del suelo, vegetación, el clima, el hábitat de la fauna y sus efectos ante los procesos de urbanización). Mientras que, el segundo enfoque, el de la ecología “de” la ciudad, intenta estudiar la interrelación entre los aspectos sociales, económicos y ecológicos de las ciudades (por ejemplo, cómo el cambio en el número de especies de flora se correlaciona con la población y por ende, teniendo el dato de esta última, se puede proyectar la primera, o cuál es la cantidad de tierra que se necesita para satisfacer el flujo de producción necesario para el consumo de cierta población).

Por otro lado, aunque en la misma línea, el “enfoque de planeamiento urbano” va un paso más allá de los enfoques geofísicos de la ecología al integrar la ecología “de” la ciudad

* Esta presentación se basa en la primera parte del Capítulo “Ciudad y Medio Ambiente” escrito por mí a pedido de la Fundación FIEL para el libro *El desorden urbano: Los problemas locales de la calidad de vida y el crecimiento*.

al planeamiento de las ciudades. Más precisamente, se trata de incorporar, en la gestión de la ciudad, principios ecológicos que lleven a una reducción del uso de recursos y de los residuos resultantes del mismo. Este es un tema fundamental de la llamada “economía ecológica”, el cual deriva en lo que se llama análisis del “metabolismo urbano” o de “impronta ecológica”.

No es fácil identificar (para luego cuantificar) los impactos ambientales de la gran cantidad de insumos, bienes intermedios y finales que se utilizan para satisfacer la demanda de los centros urbanos. En general, puede hablarse para ello de dos categorías de modelos: los modelos “top-down” y los modelos “bottom-up”. Entre las metodologías del primer tipo los principales son: el “material flow análisis” (MFA, que estudia la ciudad como un metabolismo que demanda insumos y produce bienes y desechos) y la “ecological footprint” (que convierte los flujos resultantes del estudio de MFA en cantidad de tierra ecológicamente productiva necesaria para producir los recursos consumidos y asimilar los desechos que derivan de ese consumo). En la segunda categoría (modelos “bottom-up”), son precursores los análisis desarrollados por Batty y otros (ver Batty et al, 1997). La característica fundamental de esta línea de trabajo es la utilización de la teoría de autómatas celulares como herramienta de modelación de la dinámica urbana.

2.1.1. Metabolismo urbano y “Material Flow Análisis”

Originalmente, el análisis del flujo de materiales (MFA) es una herramienta de evaluación ambiental de tipo “top-down” de rendimiento de procesos (para un análisis metodológico de este tipo de procedimientos, ver OECD, 2000). El MFA estudia la extracción, cosecha, transformación química, manufactura, reciclado y disposición de materiales. Se basa en el cómputo de volúmenes de sustancias (CO₂ –dióxido de carbono-, NO_x -monóxido de nitrógeno-, etc.) o materiales en bruto (madera, hierro, etc.) usados en procesos productivos. El MFA persigue dos objetivos: la detoxificación (reducir la emisión de sustancias tóxicas al medio ambiente) y la dematerialización (reducir la cantidad de recursos primarios y aumentar la eficiencia de estos recursos). Esto ha dado origen a varias iniciativas denominadas FACTOR 4 o FACTOR 10, según la magnitud a reducir. Para ello el MFA determina una serie de indicadores. El flujo de materiales se mide en unidades de volumen (peso del flujo por unidad de tiempo). En general se usan dos tipos de índices: los basados en el volumen del flujo de materiales (i.e, los requerimientos de agua o materiales) y los basados en el impacto que éstos pueden producir (e.g., en términos de calentamiento global o contaminación local).

En base a la analogía entre las ciudades y los organismos vivos, el MFA utilizado para una economía (ya sea de una industria en particular, una ciudad, una región o un país) tiene que ver con la idea de “metabolismo”. En el caso específico de las ciudades, el enfoque de “metabolismo urbano” describe de que forma el sistema urbano mantiene y alimenta a sus habitantes. Así, se analiza la ciudad en términos de una serie de indicadores, como consumo de energía y materiales per cápita, consumo de alimentos y agua, generación de residuos y emisiones de contaminantes al medio, almacenamiento de materiales en forma de infraestructura, etc. El aumento de estas tasas en muchas ciudades ha llamado la atención de investigadores y políticos, replanteando la cuestión de la sustentabilidad de las ciudades. Por ello, aparecieron trabajos midiendo la carga de la ciudad sobre el medio ambiente con base en metodologías de MFA (ver Warren-Rhodes y Koenig 2001 para Hong Kong o Huang y Hsu 2003 para Taipei).

2.1.2. Impronta ecológica o “ecological footprint”

La técnica de “impronta ecológica” o “ecological footprint” está estrechamente relacionada al MFA. De lo que se trata es de calcular el requerimiento de materiales y energía de los procesos llevados a cabo en cierta zona geográfica (usualmente un país, una región o una ciudad) y convertir esos flujos en cantidad de tierra ecológicamente productiva necesaria para producir los recursos consumidos y asimilar los desechos que derivan de ese consumo. Las actividades de consumo se dividen en sectores (por ejemplo, Alimentos, Vivienda, Transporte, Bienes de consumo, Servicios del Gobierno, etc.) y el tipo de tierra se divide según la necesidad de uso (i.e., Energía, Degradación, Jardines o espacios verdes, Agricultura, Ganadería, Forestal, etc.). Esto da lugar a una matriz que para cada actividad tiene la cantidad de tierra (y el tipo) necesario. Luego, las hectáreas de tierra se suman ya

que están expresadas en unidades homogéneas. Una vez hecho el cálculo, el resultado se analiza como un indicador de la sustentabilidad de la economía en cuestión, frente a la capacidad “natural” de ofrecer recursos (usualmente denominada “carrying capacity”). Y, si la primera es mayor que la segunda, las actividades analizadas en esa zona se consideran no sustentables.

La medición de este impacto ecológico de la ciudad para satisfacer las necesidades de sus habitantes se conoce en la literatura como “huella” o “impronta ecológica”. La misma se remonta a los trabajos originales de Rees (1992) y Wackernagel y Rees (1996), y posteriores aplicaciones de los mismos para otros lugares como Nueva Zelanda y sus regiones, Australia, el Reino Unido, Costa Rica, ciudades y provincias de China, Santiago de Chile y Chile, etc.

En los hechos, la mayoría de las ciudades no cuentan con la producción de bienes y energía dentro de sus propios límites, por lo que deben importar gran parte de sus requerimientos desde ecosistemas ajenos. Un ejemplo claro de este hecho es que, por ejemplo, como resultado de los patrones de consumo de ciertas ciudades, éstas se pueden ver obligadas a “exportar” residuos a otras regiones para ser tratados. O, alternativamente, para satisfacer cierta demanda energética pueden llegar a requerir que la misma se produzca (y, por ende, termine contaminando) en otra región. O, eventualmente, ciertas urbes pueden necesitar traer agua de algún lugar lejano. En ese sentido, Wackernagel y Rees (1996) ejemplifican que, por ejemplo, la ciudad de Londres tiene una huella ecológica que es 120 veces su superficie. Esto es visto como una clara demostración de las externalidades que genera una ciudad sobre su entorno.^{1,2}

Con respecto a los métodos “top-down”, no hay ningún resultado para ciudades en la Argentina pero sí hay algunos cálculos a nivel de borrador de la “huella ecológica” de Buenos Aires y Mendoza (ver Romero Lankao et al, 2005). Sin embargo, en la línea de “bottom-up” ya se ha desarrollado una primera aproximación a un modelo de evolución urbana para el Gran Mendoza (ver Puliafito, 2002 y Puliafito et al, 2002 y 2003). En este último caso, dichos modelos, basados en modelos espaciales GIS (Geographical Information System) de la ciudad de Mendoza, permiten caracterizar las fuentes de contaminación de la ciudad, reconocer áreas que necesitan mejorarse o evaluar posibles impactos de tal o cual política de transporte. En su estado de desarrollo actual, los modelos no han sido aún utilizados para fijar prioridades de políticas públicas puntuales pero tiene la capacidad de hacerlo y seguramente serán publicados resultados en ese sentido en los próximos años.

2.2. Análisis de ciudades desde la economía ambiental

La economía ambiental no se interesa por la “huella ecológica” de las ciudades, cálculo que se considera excesivamente basado en conceptos “físicos” (e.g., se trata de reducir los residuos pero no se sugiere que el nivel de residuos óptimos corresponda al resultante de un análisis costo-beneficio sino que se aplica una regla discrecional de reducir en un factor x la cantidad generada de los mismos). Además, la idea de la “huella” medida en términos de tierra (en vez de dinero, como lo haría la economía ambiental) claramente divide a las dos corrientes.

¹ Más cercano al caso de Argentina, hay cálculos para Santiago de Chile que estiman que la “huella” de Santiago es, en base a datos del año 1993, 10 veces más amplia que el área metropolitana (ver Wackernagel, 1998). Además, la impronta ecológica se puede traducir en términos per cápita y por quintiles de ingreso. Así, Worldwide Fund for Nature (2002) estima que la persona promedio del mundo tiene una huella ecológica de 2,3 hectáreas, y que los residentes de países de ingresos altos ocupan entre 5 y 10 hectáreas mientras que los de países más pobres a veces ocupan menos de 1 hectárea.

² A pesar de lo expuesto, también hay referencias de la literatura de “ecological footprint” que reconocen que si bien las ciudades utilizan recursos, también puede darse el caso que hubiese ventajas de la aglomeración también para el medio ambiente (ver, por ejemplo, Jorgenson 2003). Por ejemplo, a mayor dispersión, más necesidad de transporte, más contaminación. También puede darse el caso de más eficiente recolección de basura y economías de escala en tratamiento.

Entonces, desde la economía ambiental, se propone abordar la evaluación del medio ambiente con relación a una agenda dada principalmente por el diseño de instrumentos de regulación ambiental basados en evaluaciones costo-beneficio.³

2.2.1. Los instrumentos de regulación ambiental

Los problemas de contaminación ambiental son el caso más claro de lo que los economistas llaman “externalidad real negativa”. Se originan en acciones de uno o varios agentes económicos que tienen impacto directamente en otro(s), sin que medie por ello ninguna compensación por el daño generado. Eso justifica las regulaciones existentes respecto a este fenómeno, y reconoce a la política ambiental como una de las funciones del Estado. Pero, las ciudades son el lugar por excelencia donde aparecen externalidades ya que en las zonas rurales, por ejemplo, las afectaciones entre agentes son normalmente más bajas.

Históricamente, la política ambiental se ha basado en mecanismos de regulación directa. Esto es, instrumentos de “orden y control” (o CAC por sus siglas en inglés: “command and control”) que fijan un determinado comportamiento ambiental y lo sostienen a través de la fiscalización de los contaminadores. Más recientemente, sin embargo, las normas ambientales se han orientado a instrumentos más “basados en el mercado”.

Los instrumentos de “orden y control” consisten en fijar restricciones específicas a las fuentes contaminantes. A estas herramientas tradicionales, pueden sumarse por afinidad todas aquellas que tienen que ver con medidas administrativas menos directas pero afines a la idea de “orden y control” como pueden ser las medidas de gestión de tránsito en las ciudades. Este tipo de restricciones son ampliamente utilizadas en la regulación ambiental en todo el mundo ya que el atractivo de estos instrumentos para las autoridades ambientales es que, al menos teóricamente, retienen control sobre la cantidad total de emisiones permitidas (y deciden sobre cuáles son los sectores a los que se les pide el mayor esfuerzo ambiental). Sin embargo, en la práctica, este tipo de instrumentos tiene al menos tres debilidades: requieren tener un buen nivel de información; llevan a la falta de incentivos a la innovación; y pueden generar fuertes situaciones de presión política. Para decidir estándares óptimos, el regulador debe tener conocimiento de las alternativas tecnológicas de cada sector y de los daños generados por sus niveles de contaminación. Al mismo tiempo, el regulador debe ser capaz de controlar los estándares que exige (con el consiguiente costo), ya que en caso contrario los contaminadores no los cumplirán. El carácter estático de este tipo de regulación (en general, los estándares se actualizan solamente cada período fijo de años), crea además una falta de incentivos a la innovación por parte de los regulados una vez que éstos alcanzan los objetivos fijados por el regulador. Finalmente, el carácter no automático de la fijación de estándares crea instancias de negociación entre el sector público y el privado que pueden ser propicias a situaciones de corrupción o al menos de fuertes presiones políticas.

Los instrumentos ambientales “basados en el mercado” pueden separarse en cuatro grandes categorías: impuestos directos o indirectos sobre las emisiones (incluyen impuestos sobre las emisiones o impuestos sobre insumos o productos contaminantes), subsidios, depósitos/reembolsos o cargos presuntos, permisos comercializables, y sistemas de responsabilidad legal. El uso de esta clase de instrumentos ha ido aumentando a una tasa creciente a partir de 1970, sobre todo en los países desarrollados. Sin embargo, cada vez son más usados en países de menor desarrollo relativo (ver, por ejemplo, Opschoor, de Savornin Lohman y Vos, 1994, para el uso de estos instrumentos en países desarrollados, y, Serôa Da Motta, Huber, y Ruitenbeek, 1999, para países de América Latina y el Caribe). El objetivo de este segundo tipo de regulación es la creación de incentivos de forma tal que sean los mismos contaminadores los que elijan el nivel de contaminación óptimo como resultado de buscar su propio interés. Los incentivos apropiados se dan porque, de esa manera, las empresas incorporan el daño ambiental dentro de sus cálculos. Pero, los

³ Los otros dos temas de la economía ambiental también considerados usualmente como relevantes (pero tocados solamente de modo tangencial aquí) son: el impacto de las regulaciones ambientales sobre la competitividad, la productividad y la innovación, y el problema de la economía política en el diseño de regulaciones (en particular, el tema del “federalismo ambiental” que se discute en las conclusiones).

instrumentos de este tipo no evitan que se necesite algún grado de fiscalización y de información para el diseño de los mismos.

La literatura estadounidense sobre las ventajas de las regulaciones ambientales basadas en incentivos económicos es frondosa. En general, tiende a mostrar resultados positivos para el caso de Estados Unidos (ver, por ejemplo, Oates, Portney, y McGartland 1989 entre muchos otros). Sin embargo, a pesar de que (como veremos abajo) hay alguna experiencia del uso de este tipo de instrumentos en países en desarrollo (Serôa Da Motta, Huber, y Ruitenbeek, 1999, op.cit., o, EPA, 2001), estos supuestos beneficios no reciben el mismo grado de apoyo por parte de los economistas dedicados a cuestiones ambientales en esos países. En particular, se señala que existen restricciones institucionales muy difíciles de solucionar (por ejemplo, en varios países no hay experiencia local en economía ambiental como para diseñar dichos instrumentos). Se destaca que, la intensidad administrativa referida al control es más alta de lo que es la capacidad de “enforcement” de los gobiernos, que falta decisión política de los gobiernos para incrementar los costos al sector privado que debe cumplir con normas ambientales en medio de frecuentes crisis económicas, y que falta conocimiento sobre la situación ambiental (por ejemplo, datos estadísticos de base sobre contaminación).

Finalmente, volviendo a los instrumentos disponibles, la información ha comenzado a ser utilizada como un mecanismo de regulación ambiental en los últimos años en lo que se ha dado en llamar la “tercera ola” de la regulación ambiental (Tietenberg, 1998). Dicha divulgación puede tener un objetivo positivo o negativo. La publicación de datos sobre emisiones de las empresas tiene como objetivo ponerlas frente a las presiones de los consumidores o de los grupos ambientalistas, y así inducir las a cambiar su comportamiento contaminante. Alternativamente, programas de tipo positivo incluyen acuerdos voluntarios entre el regulador y las empresas para reducir las emisiones, con premios para las empresas que participan. Las experiencias más notables (y exitosas) de este tipo de políticas se han hecho en los Estados Unidos, Filipinas, Indonesia, entre otros (ver World Bank, 2000).

En síntesis, las ciudades cuentan con variadas alternativas al momento de decidir qué políticas llevar a cabo para favorecer el medio ambiente. Se trata, dado el problema, de determinar qué se quiere mejorar y cuáles son las disponibilidades para hacerlo.

2.2.2. La evaluación costo-beneficio de las regulaciones ambientales

Ahora bien, las políticas ambientales no deben estar dirigidas a eliminar completamente la contaminación sino a eliminarla “hasta donde sea conveniente” (esto es, reducir los niveles de polución hasta el punto en que los costos de disminuirla empiecen a exceder los beneficios para la sociedad). Este tipo de evaluaciones es usado en países con políticas ambientales activas porque proveen a las autoridades de un valor monetario para decidir si tal o cual acción a favor del medio ambiente debe emprenderse o no, y hacer un ranking entre las posibles políticas a emprender.

Los costos de las mejoras ambientales están principalmente ligados a la adopción de tecnologías más limpias o tecnologías de tratamiento de los contaminantes generados. La evaluación de los beneficios de reducir la contaminación es bastante más compleja. En principio, en el caso de la valuación de bienes privados, el “valor” está dado por los precios que tienen los mismos en el mercado ya que éstos expresan la disponibilidad a pagar de los demandantes así como la disponibilidad a aceptar ese pago por parte de los oferentes del bien en cuestión. No obstante, en el caso de los bienes ambientales el mercado en general no existe (por ejemplo, no hay un precio de mercado del “agua limpia” o “aire limpio” salvo en países como Estados Unidos, Canadá, o Alemania donde hay permisos comercializables de contaminación).

A efectos de establecer valores, la literatura de economía ambiental generalmente parte de una visión antropocéntrica del daño, que existe cuando afecta de manera directa o indirecta al hombre. Esto es, el daño ambiental solamente puede ocurrir cuando se afecta el valor que las personas asignan al medio ambiente. En ese marco, hay numerosas metodologías de valuación de una mejora ambiental, cuya elección varía según los recursos que vayan a ser afectados por la regulación que se analiza (y por ende, el valor económico que vaya a ser afectado).

Los métodos disponibles pueden clasificarse en dos categorías: valuación a través de la creación de mercados artificiales, y valuación a través de mercados indirectos. En el primer caso, la valuación consiste en tratar de inferir el valor que la gente le asigna al recurso natural o al medio ambiente de manera directa. El método más divulgado de los de esta categoría, es el de valuación contingente (se hace una encuesta muy precisa y por medio de un tratamiento econométrico de los datos se trata de derivar la demanda a través de preguntas sobre la “disponibilidad a pagar” por reducir, por ejemplo, la contaminación).

En el segundo caso, sobre la base de mercados verdaderos relacionados con el bien ambiental afectado, se trata de inferir la valoración que se le asigna al mismo. Hay varias metodologías dentro de esta categoría: valuación hedónica (la idea básica es que en el precio de los inmuebles o de la tierra está implícito el precio de cada una de sus características, entre las cuales está la calidad del ambiente donde el inmueble está localizado), valuación en base a costos de viaje (se usan los costos de transporte más los de entrada -por ejemplo a un parque nacional-, los gastos realizados en el lugar, y los necesarios para “consumir” esos lugares -por ejemplo, una caña de pescar- como una manera de aproximar la disponibilidad a pagar por el recurso natural en cuestión) y valuación sobre la base de costos evitables (se trata de inferir el daño ambiental a través de las pérdidas productivas que se podrían haber evitado).⁴

En países como los Estados Unidos, por ejemplo, las regulaciones públicas (no solamente los proyectos de las obras públicas o los de las actividades privadas) deben estar obligatoriamente acompañadas por una evaluación económica de impacto ambiental (ver Morgenstern, 1997). En los países en desarrollo es usual que existan estudios de impacto ambiental de los proyectos de inversión pero no de regulaciones públicas. Sin embargo, se han llevado a cabo varios análisis de este tipo para políticas con impactos ambientales (la mayoría en ciudades específicas), propiciados por organismos multilaterales o agencias estatales ambientales extranjeras. Por ejemplo, el Banco Mundial ha propiciado estudios de valuación de beneficios de medidas de políticas para reducir la contaminación en Cartagena, Jakarta, Pekín entre muchas otras (ver Silva y Pagiola, 2003). Éste es también el caso del Banco Interamericano de Desarrollo (ver al respecto, por ejemplo, Ardila, Quiroga y Vaughan, 1998) y de otras agencias como la Agencia Ambiental Norteamericana (EPA) o la Agencia Internacional de Cooperación de Japón (JICA).

3. Conclusiones del análisis de lo ambiental desde la economía en ciudades de Argentina

Todas las ciudades importantes de Argentina, por su misma naturaleza, generan contaminación en mayor o menor medida. Podría en cada caso calcularse el flujo de materiales que necesitan y desechan y la consecuente “huella ecológica” de cada una de ellas. De hecho, ello está en curso para Buenos Aires y Mendoza.

Por otro lado, en Argentina (y en la mayoría de los países en desarrollo), las políticas que se han aplicado para intentar paliar fenómenos de deterioro ambiental en las ciudades han sido del tipo “orden y control”, ya sea estableciendo estándares o por medio de la gestión de tránsito o el planeamiento urbano del uso de suelos. Así, hay numerosas regulaciones referidas a estándares que regulan tanto fuentes móviles (vehículos) como fuentes fijas (industrias o comercios) en lo que hace a su contribución al nivel de ruido y a la calidad del aire. Solamente de manera indirecta inciden “instrumentos económicos” como impuestos y tasas sobre otros bienes (por ejemplo, impuestos a los combustibles diferenciales, patentes variables según edad y combustible del vehículo, precios de estacionar e ingresar al microcentro, etc.). Pero, nada más lejos de la realidad que la “difusión de información” como instrumento real de regulación ambiental.

⁴ Existen también otras dos alternativas, aunque relativamente menos difundidas en la literatura económica: valuar los daños en función de las *medidas defensivas* que los mismos agentes toman para evitarlos (por ejemplo, poner doble vidrio para reducir la contaminación por ruido o tomar agua mineral para evitar la contaminación del agua), y, en segundo término, valuar el daño ambiental sobre la base de los costos de las *medidas de “restitución”* para volver el patrimonio natural a su estado original (por ejemplo, los costos de obras de remediación).

Sin embargo, estas normativas, más allá de la conveniencia de su diseño, coexisten con problemas aún más graves. Uno es el problema de la coerción para el cumplimiento de cualquier política que se diseña y el otro, el del federalismo ambiental vigente en Argentina. En el primer caso, es bien sabido que la capacidad de control del Estado argentino es deficiente. El tema ambiental no es la excepción. En el segundo caso, por la Constitución de 1853, los gobiernos locales tenían todo el poder sobre sus recursos naturales y sobre la cuestión ambiental, ya que al no hacerse ninguna mención expresa a los mismos las provincias conservaban todo el poder no delegado por ellas a la nación. Como remedio a la poco clara división de responsabilidades ambientales, se usó el mecanismo de “leyes convenio” en las cuales la nación establece una norma de carácter general a la cual adhieren (o no) las provincias por leyes especiales. Por ello, se han dado varios casos (como la ley de aire arriba mencionada) en los cuales solamente algunas jurisdicciones se adherían y otras no, provincias aprobaban leyes menos estrictas que la nación, etc.

Existen diversos argumentos en favor de una mayor o menor intervención nacional en la política ambiental. Los argumentos a favor de la delegación a los gobiernos locales tienen que ver con la heterogeneidad de las regiones (esto hace que no sea racional que los estándares sean uniformes en todo el país porque beneficios y costos son diferentes en cada lugar), existe mayor presión política por parte de la población y es más fácil llegar a soluciones innovadoras y concretas en términos de la política ambiental si se está cerca del problema, y eso mismo rige para las posibilidades de controlar. Por otro lado, los argumentos en favor de la centralización se vinculan a la existencia de problemas de contaminación interjurisdiccional (por ejemplo, agua en ríos que atraviesan varias provincias, o contaminación del aire), a evitar la “competencia destructiva” que puede tener lugar entre los gobiernos regionales con el objetivo de atraer inversiones a costa de menores estándares ambientales, a la mayor simplicidad para cumplimiento de empresas con instalaciones en diferentes jurisdicciones, además de constituirse en una garantía de igual tratamiento a todos los habitantes del país si el sistema tiende a igualar los niveles de calidad del ambiente. Finalmente, hay argumentos sobre economías de escala en la administración y el diseño de las normas ambientales que apuntan a la centralización de las decisiones.

En general, en la experiencia internacional, lo más usual es ver que algunas funciones ambientales para algunos de los problemas ambientales están a cargo de los estados nacionales, otros a cargo de los gobiernos locales, y algunos son de responsabilidad compartida. El ejemplo más claro de “responsabilidad compartida” es el de las políticas de control de la contaminación del aire en EE.UU. Estas políticas se basan en el establecimiento “estándares mínimos” sobre la calidad del ambiente para todo el país, dejando al mismo tiempo libertad a los estados para hacerlas más estrictas si las necesidades locales lo requieren. Este es el camino que está siguiendo la Argentina desde la reforma constitucional de 1994, al establecer ésta que la Nación debe fijar los “presupuestos mínimos” de calidad ambiental en todo el país, mientras que las provincias pueden fijar sus propias normas siempre y cuando adicione exigencias iguales o superiores a las nacionales (art.41, C.N. 1994). Y, aunque la ley General del Ambiente (25.675/02) ya estableció el marco de estos “presupuestos mínimos”, queda mucho por hacer para reordenar las superposiciones normativas ya que, por ejemplo, aún no hay aprobado ningún “presupuesto mínimo” ni para aire ni para ruido.

Finalmente, con respecto a la valuación económica de impacto ambiental, hay algunos pasos dados con respecto a costos en la salud atribuibles a la calidad del aire (y su posible regulación) en Buenos Aires. Pero, nada se sabe de los costos en otras ciudades por este mismo tipo de contaminación. La suerte del posible daño monetario asignable al ruido es aún peor ya que sobre ese campo todavía no se ha avanzado, a pesar de que a nivel internacional hay muchos cálculos de ese tipo.

En resumen, aún hay mucho por hacer para llegar al diseño de políticas adecuadas que apunten a mejorar el medio ambiente de las ciudades argentinas. Mientras tanto, ciudad y medio ambiente coexisten de manera bastante anárquica.