



Universidad de Quintana Roo

División de Ciencias Sociales y Económico Administrativa

“Tributación Ambiental Local: Una Perspectiva Sobre la Gestión del Agua en Quintana Roo”.

TESIS

Para Obtener el Grado de Maestro en:

Economía del Sector Público

Presenta:

Lic. Carlos Omar Guirado López

Director

Dr. Sadri Slim Cohen

Chetumal Quintana Roo, 11 de junio de 2013



Universidad de Quintana Roo

División de Ciencias Sociales y Económico-Administrativas

Maestría en Economía del Sector Público

Tesis elaborada bajo la supervisión del Comité de Asesoría y aprobado como requisito parcial, para obtener el grado de:

Maestro en Economía del Sector Público

Comité

Director: _____

Dr. Sadri Slim Cohen

Asesor: _____

Dra. Christine Carton Madura

Asesor: _____

Dr. Luis Fernando Cabrera Castellanos

Chetumal, Quintana Roo; 11 de junio de 2013

AGRADECIMIENTOS

Agradecer es el arte de apreciar y valorar los beneficios que se reciben, fruto de un esfuerzo constante en el quehacer de la vida.

Es así, que

INTRODUCCIÓN	4
CAPÍTULO I. REVISIÓN TEÓRICA: DESCENTRALIZACIÓN Y FISCALIDAD-AMBIENTAL	13
1.1 Teorías de Federalismo Fiscal	15
1.1.1 Federalismo Fiscal: Primera Generación	15
1.1.2 Federalismo Fiscal: Segunda Generación	22
1.2 Economía ambiental	29
1.3 Federalismo Ambiental	34
1.3.1 Apreciaciones teóricas generales	34
1.3.2 Aspectos teóricos del federalismo ambiental	36
1.3.3 Evidencia empírica	38
1.4 Tributación ambiental local	40
CAPÍTULO II. EL FEDERALISMO AMBIENTAL EN EL CONTEXTO INTERNACIONAL	42
2.1 Evolución de la protección ambiental en la esfera mundial	43
2.2 Federalismo ambiental en el contexto internacional	55
2.2.1 Emisiones de los automóviles en Estados Unidos	57
2.2.2 Emisiones de los automóviles en la Unión Europea	58
2.2.3 Residuos de envases en Estados Unidos	60
2.2.4 Residuos de envases en Unión Europea	61
2.2.5 El cambio climático en Estados Unidos	63
2.2.6 El cambio climático en la Unión Europea	66
2.3 Tributación ambiental en el contexto internacional	69
2.3.1 Impuestos ambientales en la esfera internacional	69
2.3.2 Imposición autonómica: el caso de España	74
CAPÍTULO III. PANORAMA FISCAL-AMBIENTAL DE LA APLICACIÓN DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA GESTIÓN DEL AGUA EN MÉXICO.	76
3.1 Federalismo fiscal mexicano	77
3.1.1 Antecedentes	77
3.1.2 Panorama del federalismo fiscal sobre el ingreso y el gasto.	79
3.2 Política ambiental de México y su descentralización.	81
3.2.1 Antecedentes	81
3.2.2 Normatividad o Legislación ambiental	82
3.2.3 Descentralización ambiental en México	84
3.2.4 La aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental mexicana.	87
3.2.5 Tributación ambiental en México	91
3.3 Gestión del agua, descentralización e instrumentos económicos en México.	97
3.3.1 Marco Institucional-normativo y su descentralización	97
3.3.2 Indicadores del agua en México	100

3.3.3 Instrumentos económicos en la gestión del agua en México. _____	104
3.3.4 Tarifas del agua en México _____	107
CAPÍTULO IV. ANÁLISIS SOBRE LOS INCENTIVOS ECONÓMICOS APLICADOS AL CONSUMO DEL AGUA EN EL ESTADO DE QUINTANA ROO. _____	112
4.1 Descentralización fiscal y ambiental en Quintana Roo _____	114
4.1.1 Panorama económico del Estado de Quintana Roo _____	114
4.1.2 Descentralización fiscal _____	115
4.1.3 Descentralización ambiental _____	118
4.2 Marco institucional y gestión del agua en el Estado de Quintana Roo _____	121
4.2.1 Instituciones o dependencias gubernamentales encargadas de la gestión del agua _____	121
4.2.2 El agua en Quintana Roo _____	122
4.3 Modelo econométrico sobre el impacto de las tarifas domésticas, industriales y comerciales en el consumo de agua: Quintana Roo en el contexto nacional _____	128
4.3.1 Hipótesis a estimar _____	130
4.3.2 Especificación del modelo _____	132
CONCLUSIONES FINALES _____	135
RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS _____	143
ANEXOS _____	145
BIBLIOGRAFÍA _____	153

INDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Impuestos ambientales óptimos con problemas ambientales variables.....	41
Gráfico 2: Recaudación de tributos ambientales por las CCAA	75
Gráfico 3: Países de la OCDE: Impuestos ambientales como porcentaje del PIB	92
Gráfico 4: Distribución porcentual de los usos consuntivos 2011.....	103
Gráfico 5: Tarifas domésticas por tipo cargos/cuotas en las principales 2009	110
Gráfico 6: Tarifas por tipo de usuario en las principales ciudades de México 2010.....	111
Gráfico 7: Autonomía fiscal en Quintana Roo 1989-2008.....	116
Gráfico 8: Deuda pública en Quintana Roo 1993-2009	117
Gráfico 9: Deuda como porcentaje de las participaciones en ingresos federales por entidad federativa (Deuda/Participaciones).....	118
Gráfico 10: Disponibilidad del agua (Metros cúbicos por habitante al año).	123
Gráfico 11: Agua suministrada (litros por segundo).	123
Gráfico 12: Tarifa doméstica de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.....	125
Gráfico 13: Tarifa comercial de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.....	126
Gráfico 14: Tarifa industrial de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.....	127

Gráfico 15: Tarifa hotelera de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.....	128
---	------------

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Evolución de los instrumentos económicos en los países de la OCDE	70
Tabla 2: Imposición ambiental en comunidades autonómicas	74
Tabla 3: Recaudación por impuestos con carácter ambiental	94
Tabla 4: Evolución de la descentralización de la gestión del agua potable	98
Tabla 5: Disponibilidad del agua por regiones hidrográficas administrativas 2009	100
Tabla 6: Usos consuntivos agregados por origen de fuente de extracción 2009	102
Tabla 7: Signos esperados de las variables independientes.	131

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Disponibilidad de agua en la geografía mexicana 2010	101
---	------------

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, una de las principales preocupaciones de las naciones y organismos internacionales es el tema ambiental, que no lo ambiental como una profundización en su campo de investigación, sino debido a que el deterioro del entorno natural y la escasez de recursos naturales ya han rebasado las barreras, y despertado el interés, de otras disciplinas y sectores de la sociedad en participar activamente en la formulación de medidas que contrarresten los efectos negativos de los problemas ambientales desde el ámbito global, nacional y local. Los problemas ambientales más discutidos en las agendas internacionales y nacionales son los de calentamiento global, la incremental generación de residuos sólidos, y la pérdida de biodiversidad, entre otros. Pero, un problema ambiental que ha alcanzado gran relevancia en las agendas de los gobiernos nacionales y locales es la disponibilidad y calidad del agua, que cada vez es un recurso (vital para la humanidad) más escaso y más contaminado (Zárate, Vallés, & Trueba, 1998).

En el caso de México, el tema ambiental se incorporó en 1983 al Plan Nacional de Desarrollo. La política ambiental mexicana funciona de manera centralizada, toda vez que por la vía administrativa la política ambiental procede de la legislación federal; asimismo, los principios de la política ambiental mexicana se sustraen de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente; por tanto, la dependencia gubernamental que está facultada por la legislación federal para formular y aplicar las políticas ambientales es la SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública, 2006).

Sobre la problemática ambiental específica, en México la gestión del agua no es menor, ya que en este país se presentan diferencias regionales sobre la disponibilidad del recurso hídrico, ejemplificando a la zona sur-sureste con una disponibilidad natural de aproximadamente 7 veces mayor al resto del territorio (CONAGUA, 2011); por el lado de la contaminación, los recursos hídricos del país están enfrentados a graves problemas de contaminación, la calidad del agua está por debajo de los límites permisibles para la salud humana, tanto las aguas superficiales como las subterráneas, se utilizan como cuerpos receptores de cargas contaminantes (Carabias & Landa, 2005).

La Comisión Nacional del Agua (CNA) señala que del volumen total de agua concesionada, alrededor del 75% se destina al uso agrícola, un 9% al uso industrial y el 14% restante, para uso público. Sin embargo, debido a sistemas poco eficientes y a la ausencia de una cultura de ahorro en el uso del agua, mucha de esta agua se desperdicia. De acuerdo a los estudios realizados por la CNA, el sector agrícola no sólo es el sector que más agua utiliza, también es el que más agua desperdicia, ya que entre el 65% y 45% del agua concesionada no se aprovecha. Por el otro lado, en las ciudades se pierde hasta el 50% de este líquido debido a fugas en los sistemas de distribución de agua potable (INEGI; CONAGUA, 2006).

En general, las diferentes actividades productivas del país utilizan en mayor medida las aguas superficiales, y en menor medida, el agua proveniente de los acuíferos. En el caso específico del uso público, el 64% del agua es de proveniencia subterránea y el restante 36%, de aguas superficiales. Por otro lado, las aguas residuales en muchos países son un problema ambiental ya que contaminan de una manera irracional los ecosistemas y tienden a propiciar una fuente de infección y contaminación para los habitantes, además de estar destruyendo el patrimonio natural de determinado territorio (INEGI; CONAGUA, 2006).

En México solo se trata el 35% de las aguas residuales que se generan, la mayoría del agua contaminada llega a ríos, lagunas, lagos y zonas costeras, la cantidad de aguas residuales que se vierten en estos cuerpos de agua causan un terrible daño considerando que el 89,2% de la población (110 millones) cuenta con agua potable y el 85,2% con sistema de drenaje; para hacernos una idea, tan sólo de los centros urbanos, las descargas ascienden a 7.63 kilómetros cúbicos anuales lo que equivale a 242,000 litros por segundo. Las aguas residuales procedentes de las industrias no se quedan atrás en cantidad se calcula que 5.77 kilómetros cúbicos de agua, 183 mil litros por segundo y por supuesto el daño que causan es mayor, sin embargo solo se tratan el 15% del total (INEGI; CONAGUA, 2006).

Siendo las cifras un tanto recientes, cabe agregar que hace poco más de dos décadas, el sistema del manejo del agua en México, así como en la mayoría de los países de América Latina, ha ido cambiando. De ser un manejo centralizado del gobierno federal, fue a partir-

de la década de los ochentas fue adoptado un modelo de mayor descentralización, es así que los gobiernos locales¹ logran desempeñar un papel más activo, al tener mayores atribuciones y funciones en la administración de dicho recurso. Con este modelo, el manejo se da por cuencas hidrológicas, el cual se supedita al enfoque de gestión integrada del agua, promovido por agencias como el Banco Mundial, el Consejo Mundial del Agua y el Global Water Partnership. (Rodríguez, 2008).

Por lo que refiere al marco normativo, a principios de los noventas se crea la Ley de Aguas nacionales (1992) que incorpora y establece los lineamientos del manejo de las cuencas hidrológicas. En abril de 2004 se publica la nueva Ley de Aguas Nacionales, en ésta: “sus planteamientos se enfocan al uso eficiente del agua, la búsqueda de la sustentabilidad del uso del recurso y el reconocimiento de que el agua y los ecosistemas mantienen relaciones recíprocas de interdependencia” (ONU, 2006; Rodríguez, 2008). Sobre el marco institucional, la inercia por mejorar el manejo de este recurso, trae consigo la creación de ciertas instituciones para cada una de las esferas de gobierno: la Comisión Nacional del Agua (CNA), para aplicar las políticas hídricas a nivel nacional; a nivel local se crearon sus pares en los estados, las cuales se denominaron Comisiones Estatales de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento; y para el municipal, organismos operadores del servicio (Rodríguez, 2008).

Las instituciones y las políticas públicas destinadas a regular el comportamiento ambiental de los actores han vivido, y siguen viviendo un proceso de aprendizaje en el transcurso del cual se han adoptado diferentes posturas y estrategias (Guevara, 2005). En México se ha avanzado en el plano de la gestión ambiental, pero no al grado requerido para hacer frente a los objetivos de calidad ambiental a nivel global, y tampoco para enfrentar los problemas de esta índole en el contexto local.

Cabe agregar que uno de los grandes retos de los gobiernos locales para cumplir con sus funciones y responsabilidades es la falta de recursos económicos, ya sea porque el gobierno federal no transfiere a los gobiernos locales los recursos económicos acorde a las responsabilidades otorgadas, o bien, sea porque los gobiernos locales están limitados-

¹ En esta investigación al referir a gobiernos locales, solamente se considerarán a las entidades federativas.

en potestades tributarias, es decir, el gobierno federal no atiende a una mayor descentralización fiscal que permita a los gobiernos locales ampliarse a otros rubros para recaudar más y, por tanto, obtener mayores ingresos propios.

La orientación del presente estudio, es comprender cómo funcionan y operan las instituciones de los gobiernos locales en su afán de regular los impactos negativos de la contaminación ambiental. En consecuencia, el lugar de estudio, es delimitado en el estado de Quintana Roo, en el periodo 2006-2010. La importancia de realizar dicha investigación en dicho estado, estriba en que se ubica en una zona geográfica estratégica, en la que el sector terciario (más de 80% del PIB), particularmente, la actividad turística (restaurantes, hoteles), que aporta más del 20% del PIB estatal (Sistema de Cuentas Nacionales de México, 2010), ha tomado gran relevancia por la promoción de su riqueza natural, sus prestigiadas playas caribeñas.

Como se ha comentado previamente, la zona sur-sureste del territorio mexicano tiene un consumo de agua de aproximadamente 7 veces más que el resto del territorio, y considerando que la contaminación por vertido de aguas se puede contrarrestar, ya sea por lograr un mayor volumen de tratado de dichas aguas, ya sea por racionalizar el consumo de tal recurso, por lo que se vuelve necesario tomar medidas previsoras para no desvirtuar (contaminar) el recurso natural del cual depende en alto grado la economía del estado y, por supuesto, sin omitir que la prioridad es no dañar el medio natural como tal.

Toda vez que a partir de los ochentas se han virado las acciones gubernamentales a adoptar un modelo más descentralizado en la gestión del agua, el estado de Quintana Roo construye su marco institucional para la gestión ambiental de la calidad del agua, en la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA), la cual es una entidad u organismo público estatal.

Por un lado, en el párrafo a continuación, CAPA (2011) no le parece tan preocupante el tema de la disponibilidad del agua, que en nuestro estudio es la parte más importante, puesto que pese a que la disponibilidad natural del recurso hídrico es mayor que en otras zonas del territorio mexicano (centro, norte y noroeste), los volúmenes de descargas de aguas contaminantes sin tratar tienden a ser mayores:

“Por lo que respecta a la Península de Yucatán, y en particular al estado de Quintana Roo, aunque la disponibilidad del agua es cada vez menor, no representa mayor riesgo, por lo que la preocupación estriba sobre la calidad ambiental del agua, que es un recurso natural que permite conservar el medio ambiente y costas. Las características de los suelos quintanarroenses, hacen más vulnerable al acuífero a la contaminación de origen antropogénico. Al conocer un poco sobre el acuífero del- Estado, se aprecia que éste es altamente vulnerable a la contaminación, debido a las condiciones geohidrológicas de la zona, con una gran densidad de fisuras y conductos de disolución que se encuentran en el subsuelo y permiten la infiltración de todo tipo de aguas con mucha facilidad” (Comisión de Agua Potable y Alcantarillado, 2011).

En el siguiente párrafo, se hacen expresas las orientaciones que tiene el organismo público sobre orientar sus esfuerzos al tratamiento de residuos sólidos y líquidos, pero no sobre la racionalización en el consumo del agua:

“Estudios realizados han demostrado la necesidad de incrementar los esfuerzos en el manejo y tratamiento de los residuos sólidos y líquidos (aguas residuales). De lo contrario, los niveles de contaminación del acuífero demandarían tratamientos adicionales en el agua que se abastece a la población para poder garantizar la salud de la misma” (Comisión de Agua Potable y Alcantarillado, 2011).

Por otro lado, en un tercer párrafo, CAPA (2011) persigue avanzar en el proceso de descentralización de responsabilidades de manejo del agua, hacia una región hidrológica, cuestión que en nuestro estudio, es fundamental, ya que si bien, la gestión del manejo del agua está descentralizada, se podría decir que no lo está lo suficiente.

“En los últimos años, se ha avanzado en cobertura y experiencia en el tratamiento de las aguas servidas, al garantizar que las plantas de tratamiento cumplan a cabalidad los parámetros establecidos por las normas vigentes para la descarga de agua tratada (NOM-001-SEMARNAT-1996), sin embargo y dada la alta vulnerabilidad del acuífero es importante la promoción de una norma diseñada específicamente para una región hidrológica como lo es la Península de Yucatán , en la cual se establezcan valores de los-

parámetros de descarga adecuados al sistema kárstico en el que se alojan nuestros recursos hídricos” (Comisión de Agua Potable y Alcantarillado, 2011).

Lo anterior, trae a discusión un aspecto teórico de la descentralización: “la principal razón de tipo económico que apoya a la descentralización es que la provisión de servicios públicos puede ser realizada con mayor eficiencia si está ligada a las necesidades específicas de la población que va a beneficiarse de esos bienes públicos” (Tiebout; Oates, 1993), de no ser así, la problemática se agudiza en el sentido de que un gobierno central no logra atender las necesidades locales de manera eficiente.

Concretamente, se investigará sobre la capacidad institucional del gobierno estatal de Quintana Roo para fomentar y regular el uso racional del agua potable. Finalmente, bajo un esquema de descentralización fiscal-ambiental sobre la gestión del agua, y dado que los ingresos propios de una entidad federativa nunca son suficientes para desarrollar sus funciones enmarcadas en su competencia, se indagará sobre los alcances de la tributación ambiental en el ámbito local. A partir de todo lo ya mencionado, surge el planteamiento la siguiente pregunta de investigación:

¿Cómo han evolucionado las políticas orientadas a la gestión del agua en el Estado de Quintana Roo bajo un esquema institucional de descentralización fiscal-ambiental?

Preguntas específicas

- ¿Cuáles son los fundamentos teóricos que ofrecen herramientas necesarias para determinar qué instrumentos económicos hacen más eficiente la política ambiental de un país desde los gobiernos locales?
- ¿Qué refleja la experiencia internacional sobre la implementación de políticas institucionales bajo un esquema de descentralización fiscal-ambiental?
- ¿Cómo ha evolucionado el marco institucional en el proceso de descentralización fiscal-ambiental en México?
- ¿Bajo qué circunstancias, los agentes económicos (hogares, industrias y comercios) tienen desincentivos o desestímulos económicos suficientes para racionalizar el consumo del agua en el Estado de Quintan Roo?

Para dar respuesta a los cuestionamientos anteriores, se plantea el siguiente objetivo general:

- Determinar si las diversas tarifas de agua generan desincentivos económicos suficientes para que los agentes económicos racionalicen el consumo del agua en las diferentes entidades federativas, pero especialmente, en el Estado de Quintana Roo.

Con el fin de lograr tal objetivo, se consideran los siguientes objetivos particulares:

- Hallar los fundamentos teóricos sobre acciones o estrategias económicas que a nivel local muestren mejores niveles de eficiencia en la gestión de los recursos naturales.
- Hallar evidencia empírica en el contexto internacional, que muestren que bajo un marco institucional descentralizado la gestión ambiental sobre recursos naturales, al implicar problemas propios de una jurisdicción, sea más eficiente que a nivel centralizado.
- Comprender el proceso de descentralización fiscal-ambiental en México, implicado en un marco de desarrollo institucional.
- Identificar las estrategias normativo-institucionales que permitan generar desincentivos hacia los agentes económicos para racionalizar el consumo de agua en el Estado de Quintana Roo.

De manera secuencial, se plantea comprobar la siguiente hipótesis que dará dirección a la elaboración de este trabajo de investigación:

¿Cómo ha evolucionado la adopción de instrumentos económicos en las políticas orientadas a la gestión del agua en el Estado de Quintana Roo bajo un esquema institucional de descentralización fiscal-ambiental?

“La aplicación de instrumentos económicos o esquemas tarifarios al consumo del agua en el Estado de Quintana Roo han evolucionado ligeramente en el plano fiscal-ambiental, para generar desincentivos tales que logren una mayor racionalización del consumo de-

dicho recurso, toda vez que se carece de figuras tributarias ambientales locales que logren internalizar las externalidades negativas provocadas por el volumen de descargas de aguas residuales sin tratamiento, que tienen como destino, las aguas subterráneas y superficiales; y en ese sentido, se tiene limitada capacidad tributaria local, para atender las necesidades y problemas de gestión ambiental del recurso hídrico en dicha jurisdicción”.

Por consiguiente la metodología utilizada para desarrollar la investigación consiste en un análisis empírico que implica:

1. Realizar una revisión de las teorías del federalismo fiscal, la economía ambiental, el federalismo ambiental y la tributación ambiental local.
2. Sintetizar las implicaciones de la evidencia empírica en el contexto internacional sobre experiencias de éxito en la orientación de sus políticas ambientales sobre las bases del federalismo ambiental.
3. Describir la evolución que han tenido las instituciones y los gobiernos locales en el proceso de descentralización fiscal-ambiental.-
4. Elaborar un modelo econométrico sobre la discriminación de tarifas del agua para las diferentes entidades federativas de México, y observar los efectos particulares del Estado de Quintana Roo.

Por tanto el siguiente estudio se clasifica en cuatro capítulos de suma relevancia a fin de desarrollar el tema a profundidad.

En el primer capítulo se realiza una revisión de las teorías del federalismo fiscal, en su primera y en su segunda generación; de las teorías de la economía ambiental, con las aportaciones de Pigou (1920) sobre la Economía del Bienestar, y de Coase (1960) sobre su teoría del problema del costo social; enseguida, se analizan las teorías del federalismo ambiental, con los enfoques de la aplicación de estándares de calidad ambientales uniformes o centralizados, por jurisdicciones locales, y por externalidades interjurisdiccionales; finalmente, se aborda la teoría de la tributación ambiental local, que consiste en que los problemas ambientales propios de una jurisdicción local, deben ser atendidos eficientemente por su autoridad local competente.

El segundo capítulo versa sobre el análisis que se realiza sobre la descentralización ambiental y la tributación ambiental en el contexto internacional, iniciando con un acercamiento a la evidencia empírica sobre los beneficios de políticas gubernamentales bajo los principios del federalismo ambiental, en importantes países como Estados Unidos y los agrupados en la Unión Europea; la principal idea en este capítulo es la de observar los avances que se han tenido en la descentralización de la gestión ambiental a modo de aportación a la evidencia empírica de esta moderna tendencia (paradigma) para formular las políticas ambientales de las naciones de manera más eficiente. En este mismo sentido, al hacer mención en el primer capítulo de la importancia teórica sobre el federalismo ambiental, se pretende reunir elementos que apoyen el argumento de que no tan solo es benéfico para un país descentralizar competencias hacia los gobiernos locales o subnacionales en materia de gestión ambiental, sino que es coadyuvante que estos últimos por sí mismos recauden ingresos por la vía de la tributación ambiental que les permitan reducir los niveles de contaminación sobre sus recursos naturales.

En seguimiento al anterior capítulo, el tercer capítulo se orienta a la revisión de la política ambiental en México, específicamente, en los avances de la descentralización ambiental hacia los gobiernos locales, bajo un esquema de desarrollo institucional, así como en los avances que se han tenido sobre la aplicación de instrumentos económicos, como los tributos ecológicos o ambientales y el grado de descentralización de éstos últimos. Cabe señalar que previamente a introducirnos en la discusión sobre estos avances, que es necesario y relevante conocer si los niveles de autonomía fiscal a nivel local han incrementado, lo cual implica un análisis sobre el federalismo fiscal en México.

Finalmente el cuarto capítulo busca precisar los esquemas de revisión teórica y empírica sobre la importancia de cederles mayor capacidad y autonomía fiscal-ambiental a los gobiernos locales para hacer frente a las problemáticas locales y, en ese tenor, mejorar los niveles de calidad ambiental. Para ello se propone la elaboración de un modelo de tarifas entre entidades federativas sobre el consumo del agua para determinar si en el Estado de Quintana Roo se tienen suficientes incentivos para racionalizar el consumo del agua.

CAPÍTULO I. REVISIÓN TEÓRICA: DESCENTRALIZACIÓN Y FISCALIDAD-AMBIENTAL

Este primer capítulo pretende hacer una revisión teórica de los enfoques que entre sí conjugan similitudes y diferencias respecto a la inclusión del medio ambiente como tema toral de la ciencia económica, así también pretende analizar los argumentos teóricos que refieren a la aplicación de instrumentos económicos como mecanismo eficiente en la implementación de políticas ambientales en un contexto de niveles de gobierno (central y subnacional). En tal sentido, el presente capítulo se divide en cuatro apartados, que toman como elementos importantes la descentralización fiscal, la economía y el medio ambiente, la descentralización ambiental, y, por último, la tributación ambiental descentralizada.

El primer apartado nos introduce en el federalismo fiscal, el cual preconiza la idea de distribuir las funciones públicas entre los tres niveles de gobierno (federal, estatal y municipal²) de acuerdo a las necesidades de autonomía fiscal, es decir, de acuerdo al nivel de recaudación requerido por cada nivel de gobierno para cumplir con sus responsabilidades públicas. El federalismo fiscal se clasifica en dos generaciones para su estudio y análisis: el federalismo económico o de primera generación precisa los aspectos de la asignación eficiente de funciones y competencias entre los tres niveles de gobierno, considerando que debe existir un mayor empoderamiento de competencias fiscales en los gobiernos locales o subnacionales para desempeñar sus funciones de provisión de servicios públicos de manera eficiente; la economía política del federalismo fiscal o de segunda generación, contempla implicaciones de la economía de la elección pública en un contexto de procesos políticos y democráticos, ampliando el sentido de los supuestos a cuestiones más apegadas a la realidad de las naciones.

De lo anterior, y dado el fin del estudio, cabe analizar la vinculación que guarda la ciencia económica con la materia ambiental, por lo que en este apartado se realiza una revisión teórica de la economía ambiental, que se ha convertido en una rama poderosa de la-

² La clasificación de los niveles de gobierno puede variar entre países de acuerdo al tipo de Estado, sin embargo, para esta investigación orientada al análisis de una entidad federativa mexicana se opta por la clasificación emanada de una república democrática, federal y representativa.

economía en la actualidad, toda vez que la prioridad de las naciones es la de ajustar sus políticas económicas y de toda índole a la protección y conservación del medio ambiente, con el firme objetivo de procurar un desarrollo económico en armonía con la naturaleza y que conlleve a un mayor progreso y bienestar social. Es por ello, que este apartado, adicionalmente a describir los aspectos teóricos de la economía ambiental, se centra en los contrastes que presentan, por un lado “la economía del bienestar” de Pigou (1920) que apoya la intervención del gobierno para solucionar los fallos del mercado respecto a las externalidades negativas sobre el medio ambiente y, por otro lado, “el problema del costo social” propuesto por Coase (1960) que rechaza la intervención del gobierno y propone arreglos entre agentes privados al definir los derechos de propiedad.

Seguidamente, se tratará el tema del federalismo ambiental como un reciente campo de estudio surgido de una compactación entre teorías de federalismo fiscal y economía ambiental. No obstante, se exponen también las críticas a esta corriente de pensamiento, toda vez que cuando el gobierno federal ceda mayores competencias a los gobiernos locales en materia de gestión ambiental, los segundos en vez de aplicar normas más estrictas y eficientes para el manejo óptimo de los recursos naturales, incurrirían contrariamente en el establecimiento de leyes ambientales más laxas, lo cual propiciaría una competencia interjurisdiccional y, por tanto, la degradación ambiental o una carrera hacia el fondo. La crítica es fuerte, pero no es el filo del cuchillo de esta reciente corriente teórica, sino que permite su reforzamiento teórico, y en el segundo capítulo, su reforzamiento empírico.

Dado que la tributación ambiental tiene sus fundamentos dentro del análisis económico de la política ambiental de Pigou (1920) en el apartado de la economía ambiental, la atención del cuarto apartado se abre paso directo en los aspectos teóricos de la tributación ambiental descentralizada o local, que surge en gran parte de los principios del federalismo ambiental y, por otra parte, del federalismo fiscal, ya que persigue la aplicación de instrumentos económicos (impuestos ambientales) en la política ambiental desde los gobiernos locales, cuando los problemas ambientales sean propios de la jurisdicción local y dada una mayor autonomía fiscal.

1.1 Teorías de Federalismo Fiscal

1.1.1 Federalismo Fiscal: Primera Generación

La teoría tradicional del federalismo fiscal establece un marco general normativo para la asignación de funciones a los diferentes niveles de gobierno y los adecuados instrumentos fiscales para llevar a cabo dichas funciones (Oates, 1972). A nivel general, esta teoría considera que el gobierno federal debe de tener la responsabilidad básica de la función macroeconómica de estabilización y para la redistribución de los ingresos en la forma de asistencia a los pobres. Esta idea general halla sus raíces en las aportaciones de Musgrave (1959), en su tratado de las tres funciones del gobierno, estabilización, redistribución y asignación (Musgrave, 1959).

Quegly (1997), quien desarrolla su análisis basado en el tratado de las tres funciones de Musgrave (1959), se menciona que hay claramente una importante conexión teórica y práctica entre las ramas de esta tricotomía de funciones de gobierno (Quegly, 1997).

Para Quegly (1997) está claro que la estabilización es contraproducente si se realiza en los gobiernos locales o regionales. En tal sentido, en el supuesto de que la política fiscal se encuentre localmente financiada, es probable que beneficie un área que es mucho más amplia que el área financiando la actividad. Realmente, una economía nacional asegura que los beneficios de las políticas locales fiscales y monetarias no pueden ser capturadas por unidades de gobierno subnacionales. Por tal motivo, se sigue que si la política fiscal y monetaria deben llevarse a cabo efectivamente y en el buen nivel, ellas deben ser realizadas en el plano nacional. Más adelante, y de forma esencial, se discutirá que los gobiernos locales o subnacionales tienen capacidad fiscal para generar ingresos propios mediante la recaudación de impuestos, así-también, para llevar a cabo tareas de redistribución en sus propias jurisdicciones y mejorar el bienestar social significativamente (Quegly, 1997).

De manera similar, Quegly (1997) menciona que para la distribución es ahora claro que programas realizados en niveles estatales y locales pueden ser ineficaces, y pone de ejemplo que incluso si los ciudadanos de una jurisdicción honestamente creen en una-

particular forma de la redistribución transferir recursos de ricos a pobres con un impuesto o con un programa local- después que los ciudadanos han registrado honestamente esta preferencia en una elección local, sería sobre los intereses de las familias ricas, quienes serían gravados por el programa, propiciarse que dejen dicha jurisdicción (Quegley, 1997).

En el mismo ejemplo, similarmente, habría incentivos para las familias pobres, quienes se beneficiarían de este programa, para inmigrar a una región local. Esta sería la razón por la que- dada una economía abierta con una población razonablemente móvil- las actividades redistributivas están mejor realizadas por niveles más altos de gobierno, de manera que una clase de igualdad de redistribución puede ser lograda y estos problemas pueden ser evitados (Quegley, 1997).

Respecto a la función de asignación, la cual consiste en la producción de bienes y servicios, Quegley (1997), a diferencia de las funciones anteriores, considera que hay fuertes razones técnicas para proveer bienes y servicios en un nivel local al depender de economías de escala en producción y diversidad de gustos en la demanda. Por consiguiente, el apropiado rol económico para el gobierno regional y para los niveles más bajos de gobierno está identificado en la provisión de servicios públicos, infraestructura y en la organización del abastecimiento de los bienes públicos (Quegley, 1997). Dado el objeto del presente estudio, cabe mencionar que la provisión de agua potable en el Estado de Quintana Roo (gobierno subnacional) se considera un servicio público, y por tanto, su provisión a nivel local permite adoptar el argumento teórico de la función de asignación.

En continuidad al análisis sobre las tres funciones del gobierno, Oates (1999) plantea que en los casos de redistribución y estabilización el argumento básico se deriva de algunas restricciones fundamentales en los niveles inferiores de gobierno. Tales restricciones obedecen a la ausencia de prerrogativas monetarias y de tasas de cambio y con economías muy abiertas que no pueden contener el impacto expansivo de gran parte de los estímulos fiscales, por lo que provincias, estados y gobiernos- locales, simplemente, tienen medios muy limitados para el tradicional control macroeconómico de sus industrias (Oates, An essay on fiscal federalism, 1999).

Es así que los niveles descentralizados de gobierno tienen su razón de ser en la provisión de bienes y servicios, cuyo consumo está limitado a su propia jurisdicción. Mediante el ajuste de la provisión de tales bienes y servicios a las preferencias particulares y circunstancias de sus circunscripciones, una provisión descentralizada incrementaría el bienestar económico mucho más allá que si se hiciera desde una provisión nacional. El nivel eficiente de producción de un bien público local es probable que varíe a través de jurisdicciones como un resultado de ambas diferencias en preferencias y costos (Oates, *An essay on fiscal federalism*, 1999).

Como es posible observar, la clasificación de las tres funciones de gobierno de Musgrave (1959) dieron pauta a la argumentación teórica coincidente de otros autores (Quegley y Oates) sobre la repartición de tales funciones entre el gobierno central-nacional y los gobiernos subnacionales-locales, pero haciendo énfasis en la función de asignación y provisión de bienes y servicios ejercida desde los gobiernos locales de forma eficiente. Cabe mencionar, que la distribución de funciones gubernamentales entre los tres niveles de gobierno no debe verse como un conflicto administrativo, burocrático o político, ni mucho menos económico, sino como un proceso evolutivo de coordinación eficiente de competencias entre los tres niveles de gobierno para cumplir con la función pública y perseguir los objetivos de bienestar social.

A manera de integrar criterios sobre la teoría del federalismo fiscal, Oates (2005) llama la principal teoría de federalismo fiscal a los puntos de vista que se dieron sobre las finanzas públicas en los años 50's y 60's. Son tres personajes que jugaron un papel fundamental en definir la perspectiva del sector público, Samuelson (1954), Musgrave (1959) y Arrow (1969). En Samuelson (1954) se encuentra un estudio orientado a la teoría pura del gasto público, presentando un modelo que ofrece una solución para la provisión de bienes públicos y privados, tratando de forma simultánea las cuestiones de asignación de recursos y distribución de la renta (Samuelson, 1954); por su parte, Musgrave (1959) en sus aportes sobre las finanzas públicas, se propone un rol activo y positivo para el sector gubernamental en términos de corregir la variedad de fallas del mercado, establecer una equitativa distribución del ingreso, y estabilizar la macroeconomía en altos niveles de empleo con precios estables (en un sentido básicamente Keynesiano), (Musgrave, *The Theory of Public Finance*, 1959); y los trabajos de Arrow (1969), se centran en un análisis-

de la organización de la actividad económica y sobre la conceptualización de los roles de los sectores públicos y privados (Arrow, 1969).

En esta perspectiva, un elemento clave era que, dado que el sistema de mercados privados presentaba fallos al no alcanzar a solucionar los distintos problemas que generaban la provisión de bienes públicos, se requería la intervención del gobierno para arreglar dichos fallos, entonces, donde las fallas de los mercados prevalecían, se presumía la necesidad de una intervención pública (Oates, 2005). A modo de orientar la perspectiva de Samuelson-Musgrave-Arrow (SMA) a los gobiernos locales, para Oates (2005) ésta se traduce en una suposición de que cada nivel de gobierno buscaría maximizar el bienestar social de su respectiva jurisdicción, y plantea (Oates, 2005):

“Por tanto, un gobierno local, por ejemplo, se esperaría que promoviera el interés de éstos dentro de los límites de su jurisdicción. En un escenario con bienes públicos cuyo patrón de consumo es menor que el objetivo nacional, las finanzas descentralizadas ofrecen algunas oportunidades potencialmente importantes para ganar en el bienestar social. Para tales bienes públicos locales, gobiernos locales pueden proveer niveles de producción pública ya que conocen las demandas de los residentes de sus respectivas jurisdicciones. Tal resultado con producciones dirigidas a las demandas de cada jurisdicción proveerán más claramente un nivel más alto de bienestar social que uno en el cual el gobierno central provee un simple y uniforme nivel de producción pública en todas las jurisdicciones” (Oates, 2005, 351).

Según Oates (2005) la Teoría de la Primera Generación (TPG), de este modo preveía un ajuste en el cual los gobiernos de diferentes niveles provisionaban niveles eficientes de producción de bienes públicos para aquéllos bienes cuyos patrones espaciales de beneficios fueron abarcados por el ámbito geográfico de sus jurisdicciones. No obstante, habiendo un número de “Bienes públicos locales” con variación geográfica de patrones de consumo, se ha reconocido que difícilmente ahí podría existir un nivel de gobierno cuya jurisdicción coincidiera “perfectamente” con los patrones de beneficios geográficos para cada bien público local. De forma específica, cuando los beneficios generados por la producción de bienes públicos locales (tales como caminos y ríos de aguas limpias) abarcan más allá de determinada jurisdicción, es posible que se produzcan-

desbordamientos de beneficios interjurisdiccionales, y pese a ello, Oates (2005) considera que aún pueden haber ganancias de bienestar al permitir la provisión descentralizada en relación a una uniforme, con un nivel de producciones públicas determinado centralmente (Oates, 2005).

En esta parte Oates (2005) retoma el análisis de su “teorema de la descentralización” (Oates, 1972) para examinar a mayor profundidad los elementos de la teoría del federalismo fiscal. Esto es la propuesta aparentemente sencilla que bajo ciertas condiciones prescritas, un patrón variado de los productos locales de acuerdo con gustos locales será Pareto-Superior a un resultado caracterizado por uno centralmente determinado, con un nivel uniforme de producción a través de todas las jurisdicciones. Puede ser obvio el planteamiento anterior, pero el teorema presume que la alternativa de una provisión local es una centralmente determinada, con nivel uniforme de producción pública. Ya no es tan obvio, al existir este fuerte supuesto (Oates, 2005).

En realidad, con información perfecta, se podría prever un resultado en el cual el gobierno central, a través de sus propios agentes, estableciera los niveles de producción de bienes públicos locales Pareto-eficiente en cada jurisdicción. Oates (2005) se cuestiona sobre ¿Qué impide tal resultado? La literatura, en ambas ciencias, economía y política, tiene históricamente avances de dos tipos de argumentos en contra de este resultado (Oates, 2005).

El primero es esencialmente un asunto de información. Gobiernos locales, como el argumento sigue, están más cerca de sus circunscripciones: ellos tienen un conocimiento superior de las preferencias o demandas de los residentes locales y de las condiciones locales. Es difícil para una autoridad central el determinar las preferencias particulares de los residentes en la mirada de las jurisdicciones descentralizadas que conforman la nación como un todo. Por tanto, existe una asimetría de información: gobiernos locales conocen las preferencias de sus propios residentes y otras circunstancias locales, pero el gobierno central, no (Oates, 2005).

Un segundo tipo de argumento ha sido utilizado también para justificar el supuesto de un nivel uniforme de producción bajo provisión centralizada, y es más de carácter político.

Este argumento sugiere que hay límites políticos sobre el gobierno central que normalmente le impide proporcionar producciones más generosas en una jurisdicción que en otra. Hay algún sentido de igualdad de trato sobre una escala nacional que hace difícil para el gobierno central en variar niveles de producción pública a través de jurisdicciones. Hay por tanto, un tipo de límite político que impide que el gobierno central establezca un patrón de producciones Pareto-eficiente a través de diferentes áreas (Oates, 2005).

Proponiendo un tercer argumento, Oates (2005) se cuestiona sobre las restricciones presupuestarias. La literatura reciente en federalismo fiscal (con toda la razón) ha puesto un fuerte énfasis sobre la importancia de la dependencia sobre propias fuentes de ingresos para el financiamiento de los presupuestos descentralizados. Weingast (1995) y McKinnon (1997), por ejemplo, han subrayado los peligros inherentes en un sistema donde niveles descentralizados de gobierno confían demasiado en las transferencias intergubernamentales o en cuestiones de deuda para financiar sus presupuestos. En un escenario donde el sistema fiscal ofrece un “plan de rescate” para gobiernos locales o regionales, hay virtualmente irresistibles incentivos para que gobiernos descentralizados efectivamente ataquen los bienes comunes y amplíen los programas públicos más allá de los niveles de eficiencia (Goodspeed, 2002; Oates, 2005).

Como complemento a las ideas previas de provisión eficiente de los bienes públicos, especialmente, los provistos a nivel local y con movilidad de familias, se requiere comentar el modelo de Tiebout (1956), el cual ha jugado un mayor papel en la literatura de finanzas públicas locales. Tiebout (1956) describe un modelo de movilidad de familias que seleccionan una comunidad de residencia basada en sus preferencias para bienes públicos locales. La intención básica de este artículo, era desafiar la afirmación de Samuelson (1954) sobre el pesimismo a que la elección descentralizada pudiera resultar en una provisión eficiente de bienes públicos; Tiebout (1956) mostró que existe una clase de productos tales, a saber “bienes públicos locales”, para los cuales existe un mecanismo en virtud del cual una elección individual conlleva a un resultado óptimo de Pareto-eficiente. Las personas efectivamente se clasifican a sí mismos en grupos que son homogéneos en sus demandas para servicios locales (Tiebout, 1956).

Tiebout (1956) no sólo desafía a Samuelson (1954) sino que realiza una crítica global sobre el análisis de Musgrave (1959) y Samuelson (1954), al reprobar que para éstos no existe un tipo de solución de mercado para determinar el nivel de gasto sobre los bienes públicos, lo que da la apariencia de enfrentarse a un problema de tener una gran porción del ingreso nacional asignado a una forma no óptima cuando es comparada al sector privado. Por otra parte, considera que el análisis de Musgrave y Samuelson (1954) es válido para gastos federales, y no necesita aplicarse a gastos- locales. También, Tiebout (1956) les critica que implícitamente han mencionado que la provisión de bienes y servicios están bajo el control del gobierno central (Tiebout, 1956).

Adicionalmente a las críticas de Tiebout (1956), el modelo de Samuelson (1954) ha sido caracterizado como poco útil para la toma de decisiones sobre el papel económico del Estado, ya que supone que un planificador omnisciente conoce la función del bienestar social, pero el llamado teorema de imposibilidad de Arrow (1963) estableció que sólo bajo muy estrictas condiciones de estructura de las preferencias individuales, sería posible encontrar una función de bienestar social, que en el mundo real nunca se dan. En cuanto a Musgrave (1959), se le critica tratar los conceptos de necesidades preferentes e indeseables, y bienes de mérito y demérito, lo cual cancela un elemento clave de la teoría neoclásica, la soberanía individual, y esto conlleva a que se consolide el paternalismo del Estado, ya que éste promueve e impide el consumo de determinados bienes (Braña, 2004).

En resumen, el federalismo fiscal o económico nos brinda argumentos sobre la importancia de los gobiernos locales en la provisión eficiente de bienes y servicios públicos, y deja claro que las funciones de estabilización y distribución son competencia del gobierno central. Sin embargo, en la realidad económica mexicana y de otras naciones, los gobiernos locales no sólo proveen bienes y servicios públicos con transferencias intergubernamentales, sino que también gozan de autonomía fiscal, al establecer impuestos locales que les permiten recaudar ingresos propios, y en consecuencia realizar tareas de redistribución. Por tanto, el presente estudio requiere extender la revisión teórica del federalismo fiscal a la segunda generación, que comprende el estudio de elección pública (tomadores de decisiones maximizadores del bienestar social) y economía política (tomadores de decisiones en procesos políticos-

para redistribuir óptimamente los recursos escasos), al tratar temas de presupuestos públicos descentralizados, aplicación de impuestos, procesos políticos y toma de decisiones públicas.

1.1.2 Federalismo Fiscal: Segunda Generación

Previamente a continuar con la teoría del federalismo fiscal de segunda generación, cabe señalar que el federalismo de primera generación prescinde de las importantes contribuciones del campo de la elección pública, la cual incluso reta la perspectiva de SMA sobre el sector público de 1950, generando nuevos y diferentes puntos de vista sobre las propiedades normativas de la descentralización fiscal. Un principio central de la elección pública es que los tomadores de decisiones son maximizadores de utilidad con sus propias funciones objetivo (Oates, 2005).

En esta literatura surgen algunos puntos de vista como el de Niskanen (1975) quien mostró que bajo una relación de monopolio bilateral entre políticos y burócratas, éstos tomarán ventaja de las condiciones de información asimétrica para maximizar los presupuestos, ya sea una producción excesiva ineficiente, o una producción óptima al mínimo costo, o una combinación de ambas, por lo que un incremento en la competencia del sector público generaría efectos benéficos (Niskanen, 1975).

Por su parte, Brennan y Buchanan (1980) proponen una perspectiva del Leviatán en el sector público. La idea se centra en concebir el sector público como una estructura monolítica, y que existe un único agente (Leviatán) que maximizará los ingresos públicos, pero para impedir el monopolio del sector público y que éste se expanda y centralice más (restar el poder de aplicar impuestos por el gobierno central), se propone como mecanismo contenedor, un sistema de descentralización fiscal que apoya la competencia entre gobiernos subnacionales (Brennan & Buchanan, 2006).

Habiendo poco soporte teórico sobre la descentralización fiscal como mecanismo para frenar el crecimiento del gobierno, vía presupuesto, Rodden (2003), contribuyendo a un tema toral de la segunda generación, encuentra que cuando la descentralización fiscal se debe a gobiernos locales que dependen de sus ingresos propios, hay fuerte asociación con sectores públicos más pequeños, los cuales tienen menos posibilidad de practicar la-

aplicación monopólica de las tasas impositivas; sin embargo, cuando la descentralización implica una mayor dependencia de los gobiernos locales a transferencias del gobierno central, el presupuesto público se vuelve vulnerable a un manejo abusivo y poco eficiente. Consistente con los argumentos teóricos que emanan de la economía del bienestar y de la economía política positiva, Rodden (2003) demuestra que los gobiernos centrales crecen más rápido cuando financian una mayor proporción del gasto público en transferencias intergubernamentales (Rodden, 2003).

Lo anterior nos brinda argumentación teórica sobre la autonomía fiscal que requieren los gobiernos locales para hacer frente a sus responsabilidades públicas, por un lado porque la recaudación se vuelve más directa y más ajustada a las necesidades del aparato gubernamental subnacional, a la vez que se frena la expansión del gobierno central en sus tendencias monopolísticas de aplicación de impuestos y, por otro lado, porque se disminuye la vulnerabilidad del presupuesto público local de poder ser ultrajado y desviado a conveniencia de intereses particulares y no los normativamente colectivos.

Con los argumentos presentados sobre elección pública como perspectiva del federalismo fiscal, tenemos bases para introducir la revisión teórica de la segunda generación del federalismo fiscal. Hay que recalcar que los alcances de esta generación no sólo son en los campos de la economía, sino que atraviesa otras disciplinas con importantes contribuciones de científicos políticos, entre otros. La segunda generación se basa principalmente en dos fuentes (Oates, 2005).

- 1) Los trabajos son en elección pública y economía política, y se enfocan en procesos políticos y en la conducta de los agentes políticos. Toma como punto de partida el supuesto de que los participantes en procesos políticos tienen sus propias funciones objetivo en las que ellos buscan maximizarlas en un conjunto político que provee las restricciones sobre su comportamiento. Inman y Rubinfeld (1997) caracterizan la teoría de primera generación como federalismo económico y la contrastan con modelos más recientes que explícitamente cuentan con procesos políticos y el impacto de los resultados (Oates, 2005).

- 2) La otra fuente es la expansión de la literatura en problemas de información. Los resultados de instituciones de elección colectiva dependen fundamentalmente de las formas de información que poseen varios agentes. Particularmente, en conjuntos de información asimétrica, donde algunos participantes tienen conocimientos de tales cosas como preferencias, funciones de costo, o esfuerzo, el conocimiento que no está disponible para otros participantes, la literatura ha demostrado que los procedimientos óptimos o instituciones son más parecidas a que sean diferentes de esas de conjuntos de información perfecta (Oates, 2005).

Esta literatura sobre federalismo fiscal, revisa los trabajos de diferentes instituciones políticas y fiscales en un escenario de información imperfecta que se orientan a generar incentivos para inducir la conducta de los participantes en la maximización de su utilidad. Ante tal escenario se discute la necesidad de la centralización o descentralización de determinadas actividades públicas. Bajo la teoría de primera generación, las compensaciones envueltas en las decisiones que toman los agentes maximizadores de su utilidad, fueron por un lado las ineficiencias de la centralización en la provisión de bienes y servicios públicos, la cual falla en reflejar las preferencias y condiciones locales, y por otro lado, las ineficiencias de una provisión descentralizada de bienes y servicios que fallan en internalizar las externalidades interjurisdiccionales (Oates, 2005).

A continuación se presentan una serie de enfoques que cuestionan la centralización y la descentralización fiscal, pero que finalmente ceden al argumento de que la producción local dada una variación entre jurisdicciones genera niveles más grandes de eficiencia, que los efectos negativos entre jurisdicciones donde las pérdidas de eficiencia son relativamente pequeñas. Al centrarnos en los modelos de la Teoría de la Segunda Generación (TSG) del federalismo fiscal, surge una discusión de los que están a favor de las compensaciones en términos de contabilidad local (Gobiernos centrales realizan transferencias intergubernamentales a los gobiernos locales) y los que apoyan una coordinación de políticas bajo centralización, la cual sirve para internalizar interdependencias interjurisdiccionales (Oates, 2005).

En este debate, un primer enfoque es dentro de la literatura de los modelos de organización-industrial, que utiliza modelos de principales (inductor) y agentes-

(inducidos), con información asimétrica, que tratan el sector público como una empresa, donde el “principal” es el gobierno y los ciudadanos los agentes, a quienes, dentro de una modalidad de contrato de conducta, con un incentivo se les pretende inducir a un comportamiento que les permita maximizar su utilidad, sin embargo, el enfoque no incluye una dimensión electoral con diferentes niveles gubernamentales, aparte de que el gobierno central se toma como el único que posee información imperfecta y controlador sobre los agentes descentralizados, de tal suerte que los gobiernos locales funcionan como grandes agencias que responde estrictamente a decisiones centrales, por lo que dicho enfoque tiende a ser limitado (Inman, 2003; Oates, 2005).

En un segundo enfoque explícitamente se tratan las cuentas para la autonomía fiscal de diferentes niveles de gobierno en un contexto de procesos electorales y se adopta una definición diferente sobre los principales y los agentes, considerando al electorado como el “principal” y a los funcionarios elegidos como los “agentes”. Tommasi (2003) considera una variante del modelo de una agencia pública, que permite capturar el problema de control de los ciudadanos sobre los funcionarios. El “principal” no funciona de forma individual, sino el electorado como un todo, por otra parte, el sistema central funciona como un agente (funcionarios elegidos), y para el sistema descentralizado, habrá un agente por cada jurisdicción. El problema es el diseño del contrato óptimo de un esquema de recompensa al agente. El análisis se centra en comparar una centralización que se vuelve más fuerte contra las externalidades más grandes que están asociadas a la producción de bienes públicos. Lo novedoso resulta que incluso si en cada jurisdicción hubiera preferencias homogéneas, se preferiría un esquema descentralizado, y a que se encuentra potencial para mejor control local y en la contabilidad local (Oates, 2005).

Seabright (1996) menciona que las elecciones son contratos incompletos, pues cierta información relevante no es verificable, y que es importante quién es el que tiene poder para tomar acciones. La centralización coordina grandes políticas como la internalización de desbordamientos interjurisdiccionales, mientras que la descentralización promueve la toma de decisiones de contabilidad local. Entonces, la contabilidad se define, según Seabright (1996), con gran sentido como la probabilidad de que el bienestar de una jurisdicción determine la elección de gobierno. Se concluye, al igual que Tommasi (2003), la descentralización es preferible como estructura, incluso si las preferencias son-

homogéneas entre jurisdicciones, en tanto que también se mejora el control local (Oates, 2005).

Dado que el modelo de Seabright (1996) es poco claro para explicar las compensaciones (transferencias o subvenciones) entre gobierno central y subnacionales, por ello Oates (2005) retoma el tema de información imperfecta o asimétrica. Las jurisdicciones locales tienen mayor conocimiento de las necesidades locales que las que tendría el gobierno central, puesto que como se ha mencionado en la teoría de la primera generación, se encuentran más cerca de sus localidades. Se supone que el gobierno central podría utilizar varios canales para hacerse de información de las condiciones locales, pero Cremer, Estache y Seabright (1996) afirman que aunque la adquisición de información es endógena, las actividades del gobierno con tal fin no son gratis, entonces el gobierno central presentaría grandes fallos ejecutar tal tarea pública (Oates, 2005).

Aunque se han abordado puntos relevantes como la democracia y la falta de información a diferentes niveles de gobierno en los anteriores enfoques, aún se requiere avanzar hacia el contenido fiscal, esto es, el papel que juega la estructura de las instituciones fiscales. Las relaciones fiscales intergubernamentales han sido un elemento básico normativo de la primera generación al usar al gobierno central para implicar subvenciones con la finalidad de internalizar los efectos de desbordes de la producción de bienes locales. Para analizar la estructura intergubernamental de las instituciones fiscales, se debe tomar la perspectiva de endurecer o suavizar las restricciones por transferencias intergubernamentales. Se ha discutido ampliamente, que la condición del rescate financiero del gobierno central hacia los gobiernos locales, cuando estos se encuentran en un problema de crisis, llega a tener un uso abusivo por parte de los segundos (Oates, 2005).

La complicación de buscar mecanismos por los cuales el gobierno central no sea manipulado para financiar los endeudamientos de los gobiernos locales, es el principal punto de partida de esta perspectiva sobre las restricciones presupuestales suaves o endurecidas. Muchas veces, los diferentes niveles de gobierno que aplican una medida de rechazo a financiar o rescatar financieramente a los gobiernos locales ante problemas de-

crisis, entran en un juego de expectativas o “Dilema del prisionero” (Inman , 2003; Oates, 2005), en el sentido de que los gobiernos locales podrán tomar expectativas sobre su presupuesto y sobre la credibilidad de la medida del gobierno central, de tal forma que los gobiernos locales tengan tendencias al sobreendeudamiento y que tengan altas posibilidades de envolver al gobierno central para que entre a su rescate financiero (Oates, 2005).

En esta parte, cabe hacer énfasis en la idea de que así como un control central puede inducir conductas responsables hacia los agentes subordinados, también se generan vacíos que pueden ser aprovechados negativamente para tomar conductas irresponsables parecido al mal manejo de las finanzas públicas locales cuando el presupuesto se debe más a transferencias desde arriba que a la recaudación propia. Pero si el gobierno se negara rotundamente a enviar un rescate financiero, según el modelo de Goodspeed (2002), se sufriría por dos lados, que la producción local sea muy por debajo de los niveles de eficiencia, y por tanto, se tengan consecuencias electorales para el gobierno central, en el entendido de que los gobiernos locales culparían al gobierno central por abandono público (Oates, 2005).

Pensar en un sistema intergubernamental de transferencias como una solución o alternativa a los incentivos perversos que genera la vocación rescatista de los gobiernos centrales hacia los gobiernos locales, pero tratar las transferencias como las subvenciones de la teoría de la primera generación, conduciría al mismo problema. Otra alternativa, que ya ha sido comentada, pero que vale la pena retomar puesto que el cuestionamiento se ha hecho, es la de restarle margen de acción a los gobiernos locales para limitar su endeudamiento, pero esto ocasionaría un engrandecimiento del poder monopolista del gobierno central, idea reprobada por Brennan y Buchanan (1980), en su perspectiva del Leviatán. Sin embargo, la debilidad que ha demostrado la suavidad de restricciones presupuestales, exige un endurecimiento de las mismas, bajo determinadas circunstancias (Oates, 2005).

Oates (2005) hace mención de fuerzas institucionales que permitirían a los gobiernos locales tener un ejercicio más responsable de su presupuesto. Para una economía con un mercado bien desarrollado, Oates (2005) considera que mercados de crédito eficientes-

pueden proveer de disciplina financiera y fiscal a los gobiernos locales, y mercados inmobiliarios eficientes pueden forzar a una mayor responsabilidad en la toma de decisiones de los gobiernos locales, ya que un mayor endeudamiento público puede reflejarse en los valores de propiedad locales. Asimismo, deben haber instituciones fiscales que son esenciales para el endurecimiento de las restricciones de los presupuestos, por un lado se requiere de un sistema local de imposición efectivo que provea los ingresos necesarios para financiar programas públicos locales y que se encontrarán evaluados por el electorado, y por otro lado, un sistema intergubernamental de transferencias de subvenciones, el cual debe conocer sus funciones de asignación y redistribución y no dejarse obligar por rescates fiscales o financieros obligatorios hacia los gobiernos locales (Oates, 2005).

Toda vez que no todas las economías tienen mercados eficientes bien desarrollados, para los países con economías en desarrollo, Oates (2005) también propone que se requiere evitar constitucionalmente que las jurisdicciones pueden incrementar su déficit a determinado nivel, limitar la deuda sobre el concepto a financiar, es decir, se adquiere deuda con fines de inversión pública, y se requiere un marco normativo bien diseñado para momentos de crisis (Oates, 2005).

Finalmente, la teoría de la segunda generación permite tener argumentos más cercanos al comportamiento de los agentes en la realidad, en un contexto de descentralización de los presupuestos públicos, y que la producción de bienes públicos locales, pese a que generan desbordamientos interjurisdiccionales, las pérdidas son menores que las de optar, a ciencia cierta, por un gobierno central con mayor control sobre el presupuesto público. El argumento más fuerte para esta investigación, es que se pretende que los gobiernos locales tengan mayor autonomía fiscal para ejercer de una manera mucho más responsable el presupuesto público que les corresponde; así como será más eficiente el nivel de producción de bienes públicos locales en un esquema de información asimétrica, puesto que los gobiernos locales son los que conocen mejor las necesidades de su jurisdicción.

1.2 Economía ambiental

En este apartado ponemos a modo de espera el tema de la descentralización fiscal presentado previamente, para retomarlo en el tercer y cuarto apartado. Por ahora, es prioritario conocer los enfoques teóricos que han emanado de incorporar la naturaleza como factor fundamental en el campo de estudio de la economía. La necesidad de cohesionar los fines de estudio de la economía y el medio ambiente, toman gran relevancia en la década de 1970's, y es a partir de aquí que ésta se constituye como disciplina interesada, específicamente, en las externalidades ambientales y en considerar los límites del medio ambiente. Desde entonces surgen dos aproximaciones distintas para explicar la relación científica entre economía y naturaleza, recursos naturales o medio ambiente, que son la economía ambiental, de carácter neoclásico, y la economía ecológica, de tipo interdisciplinar (Ramos, 2005).

Cabe mencionar, que en el presente estudio, nuestro interés es sobre los aspectos teóricos de la economía ambiental, no por restarle importancia a las grandes contribuciones de la economía ecológica -que trata el sistema económico como transformador de materiales y energías, y generador de desperdicios, así como ocupa un marco de valoración monetaria sobre los conflictos ecológicos de distribución -sino porque parte importante del estudio se centra en la aplicación de impuestos ambientales (Ramos, 2005).

Cuando se habla del medio ambiente como un recurso escaso, esta idea se halla en la contribución que ha realizado Chang (2005) para entender la economía ambiental como “la interpretación de una escuela del pensamiento económico, la neoclásica, que pasó a incorporar el medio ambiente como objeto de estudio. La economía ambiental se basa, entonces, en los mismos conceptos y presupuestos básicos de la teoría neoclásica, que concentra el análisis sobre la escasez, y donde los bienes son valorados según su abundancia y rareza, de tal manera que cuando se trata de bienes escasos, éstos son considerados bienes económicos, mientras que cuando son bienes abundantes, no son económicos” (Chang, 2005).

Chang (2005) menciona también que el medio ambiente viene adquiriendo estatus de bien económico porque muchos recursos naturales, como el agua y algunas fuentes de energía no renovables, comienzan a escasear y presentan horizontes de agotamiento previsibles. Considera que simultáneamente, estos bienes naturales, aun cuando sean insumos indispensables del proceso productivo, presentan características de bienes no económicos, por no poseer precio ni dueño. Por tal motivo, el medio ambiente se encuentra externo al mercado. Entonces la manera de incorporar el medio ambiente al mercado, sería mediante el procedimiento de internalización de externalidades, adjudicándoles un precio. Por eso, la economía ambiental se ocupa principalmente de la valoración monetaria del medio ambiente. Una vez internalizado, el medio ambiente pasa a tener las características de un bien económico, o sea, pasa a tener precio y/o derecho de propiedad (Chang, 2005).

Dado lo anterior, la economía ambiental es derivada, indudablemente, de una corriente principal de la economía neoclásica, conocida como “Economía del Bienestar” que refiere a la obra de Pigou (1920), en la cual al identificar el bienestar social con la asignación óptima de recursos, intentó realizar un análisis sistemático de los «fallos de mercado». De forma precisa, la discusión de uno de estos «fallos», las externalidades, está en el origen de la economía ambiental, en la medida en que permitía brindar atención en el análisis económico a los problemas de contaminación y a la discusión sobre el uso de regulaciones e instrumentos económicos (cánones, subsidios, etc.) para su control (Ramos, 2005).

Pigou (1920) se manifiesta como precursor de la teoría sobre lo fundamental que es la intervención del Estado en la economía para reglamentar y disciplinar los efectos externos. Afirma, que sólo en casos de estar bajo competencia perfecta -situación utópica- hay fallas en el mercado, y son estas fallas las que hacen que la maximización del bienestar privado no coincida con la maximización del bienestar social. Todos los efectos no voluntarios en el bienestar de las personas y empresas son denominados “externalidades” positivas, cuando generan beneficios, y negativas cuando los efectos son perjudiciales. En este estudio, nos interesan las externalidades negativas, en el caso de que el consumo irracional del agua y los efectos consecuentes de mayores niveles desechados sobre cuerpos de aguas (superficiales y subterráneos), son considerados-

impactos negativos sobre el medio ambiente. Externalidades son, entonces, costos privados pasados a la sociedad que indican una falta de adecuación con los sociales. La tarea fundamental, entonces, es la de internalizar estos costos individuales que quedaron fuera del mercado, que no es fácil- porque la valoración económica del medio ambiente no tiene métodos precisos y cuantificables, sino aproximaciones (Chang, 2005).

La tradición pigouviana, llamada despóticamente por Coase (1960), preconiza la intervención del Estado, en forma de un impuesto que corresponda con el valor del costo social transferido o cargado a la colectividad. Este procedimiento se realiza, en materia ambiental, según el principio del “Contaminador-pagador”. Una vez aplicado el impuesto, el costo de producción de la empresa contaminadora se eleva, que es reflejado en la disminución de su beneficio. No sucedería necesariamente así, cuando el tipo de mercado y el nivel de la competencia permiten trasladar el valor del impuesto al consumidor, y este ahora se enfrenta a un precio final del producto mayor. De esa manera, los efectos externos son internalizados y el medio ambiente es incorporado al mercado (Chang, 2005).

El impuesto, o bien sea, el impuesto pigouviano implica la intervención de un agente o sistema regulador (Estado o gobierno) que impone una tasa sobre la producción de la empresa que genera la externalidad, adecuando a nuestro caso de estudio, también se aplicaría un impuesto al precio del consumo de un recurso natural, el agua. La característica fundamental de un sistema de impuestos pigouvianos radica en que bajo éste los agentes actúan paramétricamente respecto de los impuestos, que son establecidos por una autoridad pública con poder coercitivo que llamaremos regulador, lo que evitaría posibles comportamientos estratégicos (Torregrosa, 2010).

Fuertes críticas se concentraron en estas conclusiones, en el trabajo de Knight (1924) y sus sucesores de la escuela de Chicago, en particular Coase (1960). Knight (1924) argumentó que la conclusión de Pigou más que demostrar el fracaso del mecanismo de precios, indicaba el eventual fracaso del sector público en el establecimiento y defensa de los derechos de propiedad privada (Torregrosa, 2010). Esta idea se amplía en el análisis de Coase (1960), que se enfoca a desmontar la teoría de Pigou (1920), como lo percibe Chang (2005).

Coase (1960) muestra que un efecto externo no enfrenta un interés privado a un interés público, sino un interés privado frente a otro interés privado. Con esta propuesta se revierte el sentido moral de que el contaminador es el que hace el mal y que, por tanto, tiene que pagar. Según Coase (1960), para la sociedad como un todo no interesa quién paga: al final de cuentas, sea el contaminador o el contaminado, resulta igual. Hay una neutralidad en la solución. Si el contaminado es el propietario del recurso, quien paga es el contaminador, para compensar la contaminación causada. Si el contaminador es el propietario, quien paga es el contaminado, para que el contaminador acepte reducir sus beneficios, con la reducción o interrupción de la producción (Chang, 2005).

Coase (1960) reduce la cuestión del costo social a una cuestión de negociación privada entre las partes en disputa, el contaminador y el contaminado. Para él, las partes pueden ser un individuo o una colectividad. Lo importante es tener claro el derecho de propiedad sobre el recurso en cuestión; después, siempre se llega a una solución negociada. Coase (1960) afirma que cuando ocurre una contaminación, la solución de no producir o de reducir la producción, puede perjudicar a la colectividad. El interés del conjunto de la sociedad debe prevalecer sobre el de las víctimas directas. Por consiguiente, considera impropio cuando Pigou (1920) compara el costo privado con relación al costo social. Para Coase (1960), el criterio pertinente para resolver una externalidad es la maximización del producto colectivo. Así, lo que importa es la eficiencia de la solución, no la justicia (Chang, 2005).

Coincidiendo en las apreciaciones de Chang (2005), el análisis coasiano al proponer la definición de los derechos de propiedad legitima los derechos a contaminar como un pago por provocar las externalidades negativas (Chang, 2005). Para nuestro análisis, la conducta pigouviana que da soporte a la intervención del estado es la que nos será útil para las conclusiones sobre la aplicación de tributos ambientales para arreglar las fallas del mercado, o mejor dicho, los costos sociales que la sociedad del Estado de Quintana Roo no cubre ni al consumir excesivas cantidades de agua ni al desecharla.

Con la finalidad de comprender la intervención del Estado en la regulación ambiental, surge la necesidad de analizar la política fiscal con fines ambientales, o ya de una manera fusionada, la fiscalidad ambiental. La existencia de las externalidades hacen que los-

costos privados y los costos sociales de una actividad económica sean diferentes: cuando las externalidades son negativas, como la contaminación causada por las aguas servidas de la industria textil, los costos sociales son mayores que los costos privados; cuando las externalidades son positivas, como la captura de carbono generada por los árboles sembrados para la rehabilitación de un parque dentro de una ciudad, los costos sociales pueden ser menores que los costos privados (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

El análisis del medio ambiente y los recursos naturales desde la economía va por el lado de los bienes públicos. En el caso de problemas ambientales, las externalidades negativas generadas afectan bienes o servicios públicos como la atmósfera, las fuentes de agua, los bosques, etc. Cuando se habla de bienes o servicios no excluyentes, por definición, se generan problemas de “polizón” porque no hay un incentivo directo para que los individuos contribuyan para su mantenimiento, lo cual significa que, sin intervención estatal, el mercado proveerá una menor cantidad (menor calidad) de dichos bienes que la que sería socialmente deseable (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

Para la corrección de dichas fallas de mercado –externalidades y bienes públicos– posteriormente a las contribuciones de Pigou (1920) una teoría económica, como la Keynesiana, justifica esencialmente la intervención del Estado. Es más evidente el papel del Estado cuando estos fallos están íntimamente ligados a la consecución de un objetivo (la calidad del medio ambiente) del cual depende la calidad de vida de la población, que a la vez genera beneficios con otras implicaciones (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

Par Olivia et. Al. (2011), el Estado puede hacer uso de varios instrumentos de política ambiental. Por un lado están las medidas de comando y control, que se refieren a regulaciones a través de la normativa legal (límites, prohibiciones, licencias de funcionamiento, especificación de requerimientos a productos, etc.). Por el otro lado están los mecanismos de mercado o instrumentos económicos, denominados así porque buscan “corregir” los precios de bienes y servicios para que incorporen el costo social, además del privado, incurrido en su producción o consumo; ejemplos de estos son los impuestos ambientales y los permisos de emisión negociables. Esta clasificación, no implica de ninguna manera que la política ambiental opte por un tipo de instrumentos u-

otro; por lo general, ambos se complementan (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

Los instrumentos económicos, dentro de la política fiscal, pueden jugar un rol importante en la consecución de ciertos objetivos ambientales, a través de dos vías: (i) la recaudación de impuestos (y otras figuras tributarias como tasas o cánones) y (ii) el uso de los fondos públicos. La primera de ellas, los impuestos, actúa a través del cambio en la estructura de incentivos de los hogares y empresas lo cual afecta las decisiones de consumo, inversión y producción. La segunda, el gasto gubernamental, influye no sólo mediante los gastos recurrentes sino también mediante la inversión en- infraestructura, el apoyo al desarrollo tecnológico, el fomento de sectores encaminados a proteger o mejorar la calidad del medio ambiente o a reducir los impactos negativos de las actividades económicas (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

Como comentamos en la teoría de primera generación el federalismo fiscal, el gobierno tiene tres funciones (Musgrave, 1959): asignación, distribución y estabilización. La fiscalidad ambiental añade a éstos un objetivo más: la penalización (motivación) de ciertas conductas con el fin de coadyuvar a la política ambiental. Este nuevo objetivo es “extrafiscal” ya que no se centra en el financiamiento del Estado, si bien ésta es una ventaja que se consigue con la aplicación de ciertas medidas como los impuestos verdes o la subasta de permisos de emisión negociables. Previo al tema puntual de los impuestos ambientales, vale la pena mencionar que el concepto de la fiscalidad ambiental toma en cuenta los impactos en el medio ambiente que tienen el sistema fiscal actual y las posibles reformas. En esa línea, cualquier intento de “enverdecer” la política fiscal debe necesariamente pasar por una evaluación del efecto de las estructuras vigentes sobre el medio ambiente (Oliva, Rivadeneira, Serrano, & Martin, 2011).

1.3 Federalismo Ambiental

1.3.1 Apreciaciones teóricas generales

La idea básica que se ejecuta a través de la literatura de federalismo fiscal es que la responsabilidad de prestar un servicio particular debe ser colocada con la menor jurisdicción, cuyos límites abarcan los diversos beneficios y costos asociados con la-

prestación del servicio. Mediante la estructuración de la toma de decisiones de esta manera, los niveles de los servicios públicos se pueden adaptar a las circunstancias específicas -los gustos de los residentes, los costos de producción, y otras condiciones locales particulares- de cada jurisdicción, como se ha mencionado al principio del capítulo.

Oates y Portney (2001) consideran que es fácil demostrar que el patrón de los resultados que se desprende de lo que la elección descentralizada eficiente permite, aumenta de esta manera los beneficios sociales en relación con una solución centralizada que impone niveles más uniformes de los resultados en todas las jurisdicciones. Este "principio", lo que establece es una presunción general a favor de la descentralización de las decisiones en los costos y beneficios, que se limitan principalmente a una determinada jurisdicción o localidad. Por otra parte, esta prescripción general ha recibido una amplia aceptación. En Europa, el caso de la descentralización que se conoce como el "principio de subsidiariedad" y, como tal, se integra de forma explícita en el Tratado de Maastricht para la Unión Europea. En los EE.UU., se reconoce más comúnmente como una aversión a la "talla única" (Oates & Portney, *The Political Economy of Environmental Policy*, 2001).

Desde esta perspectiva, se puede imaginar un sistema de elaboración de políticas ambientales en las que el gobierno central establece las normas y supervisa las medidas para hacer frente a los problemas de contaminación explícitamente nacionales e interviene en los casos en que (como la lluvia ácida) las actividades contaminantes en una jurisdicción exigen una indemnización sustancial en otros lugares. Además, que el gobierno central brinde apoyo básico para la investigación y la difusión de información sobre los problemas ambientales, ya que son actividades que benefician a todos (Oates & Portney, *The Political Economy of Environmental Policy*, 2001).

Al mismo tiempo, los niveles descentralizados de gobierno establecerían sus propias normas y sus propios programas para la gestión de las dimensiones de la calidad del medio ambiente que son los principales contenidos dentro de sus fronteras (por ejemplo, las normas que un relleno sanitario local podría tener que cumplir), (Oates & Portney, *The Political Economy of Environmental Policy*, 2001).

La inclusión de este campo de estudio, nos dará una perspectiva por el lado de la regulación ambiental dadas las localizaciones geográficas en las que se presenten los problemas ambientales, así como nos brindará elementos para comprender qué nivel de gobierno debe atender determinado problema ambiental, que en nuestro caso implicaría que cuando un gobierno local tiene mayor conocimiento de cierto problema ambiental, en este caso, un consumo irracional del agua será atendido más eficientemente que en la aplicación de una política centralizada. Similarmente al federalismo fiscal, el federalismo ambiental presenta enfoques agrupados en una primera generación, que tiene soporte a favor de la centralización de la regulación ambiental, y una segunda generación que tiene fuertes argumentos a favor de la descentralización en la elaboración de políticas de regulación ambiental.

1.3.2 Aspectos teóricos del federalismo ambiental

Esty (1996) describe el debate del federalismo ambiental hasta la fecha. En la primera generación revisa los argumentos que apoyan las leyes ambientales nacionales a finales de los 60's y a principios de los 70's, incluyendo la influencia de los artículos de Richard Stewart (1977) avanzando en el caso teórico para la regulación federal. Dado que las leyes de molestia aplicadas a niveles estatales a principios y fines del siglo XIX, no combatían eficientemente los problemas ambientales de contaminación hasta fines de la segunda Guerra Mundial. A partir de 1960 la demanda de una regulación ambiental más centralizada fue en crecimiento, como la aplicación de la Ley de Calidad de Agua de 1965, donde se exigía a los estados adoptar estándares federales sobre los cuerpos de agua. Poco después se observó que las políticas centrales tenían deficiencias, pero se argumentó que ya no era posible ceder nuevamente a la descentralización ambiental hacia los estados, dado que había tres razones relevantes: desbordamientos de contaminación interjurisdiccional, poca habilidad de los estados como reguladores ambientales y efectos negativos de la competitividad interestatal con la aplicación de leyes ambientales laxas (Esty, 1996).

Para 1977, tras varias posturas a favor de la centralización, Stewart (1977) provoca que la literatura oficial atrape la tendencia de la centralización de la política. Consideraba que los gobiernos funcionaban como agentes estratégicos, por tanto, ante la movilidad de la-

industria y el comercio, éstos tendían a adoptar leyes ambientales más laxas para atraer capitales hacia sus jurisdicciones, es decir, preconizaba la idea de una carrera hacia abajo, o bien, la generación de desastres masivos en la regulación ambiental a nivel local (Esty, 1996).

Entonces, en contraste a tales argumentos, la literatura de la segunda generación del federalismo ambiental surge como un constante reclamo sobre las ventajas de la regulación federal que subyacen en el pensamiento de la primera generación. Edificándose sobre el análisis seminal de Tiebout (1956) de la competencia jurisdiccional, considera el trabajo de Fischel (1982), Oates y Schwab (1988), y el reciente trabajo de Revesz (2008) y muchos otros quienes argumentan que la regulación ambiental descentralizada ofrece significativas ventajas de bienestar social por encima de la formulación de políticas centralizadas (Esty, 1996).

Habiendo analizado en el punto 1.1 de este capítulo el trabajo de Tiebout (1956) sobre un sistema gubernamental descentralizado que tiene resultados pareto-superior en la provisión local de bienes públicos, hubieron teóricos posteriores que intentaron- extender el alcance de los supuestos en los cuales descansa su teoría. Fischel (1982) aplica el pensamiento de Tiebout (1956) sobre la esfera ambiental con un modelo que se orienta en la contaminación y la localización industrial, en el cual concluye que, aún bajo supuestos muy restrictivos, las externalidades ambientales pueden internalizarse en un modo de optimización del bienestar con contaminadores que compensan a los residentes por los daños ambientales y, por tanto, la competencia interjurisdiccional se hace deseable. Sin embargo, Fischel (1982), al igual que Tiebout (1956), asume ausente el problema de pérdida de empleo y construye su modelo sobre un supuesto que los individuos tienen perfecta movilidad (Esty, 1996).

De forma consecuente, Oates y Schwab (1988) intentan combatir tal debilidad con un modelo que permite la inmovilidad del trabajo y los efectos salariales. En sus dos cuestiones del mundo, las comunidades determinan las tasas de impuestos sobre el capital y los estándares ambientales con una mirada hacia la atracción sobre combinaciones óptimas de industria y contaminación. Y de ello, concluyen que bajo estas condiciones, un gobierno racional establece una tasa de impuestos de cero sobre capital-

y, entonces, logra la política ambiental de maximización del bienestar mediante disminuciones a la contaminación hasta que las pérdidas de los ingresos salariales se unen con las ganancias de haber reducido el daño contaminante, por tanto, no sucede alguna carrera hacia abajo (Esty, 1996).

Respecto a lo anterior, el aporte de Revesz (1996) se basa en la literatura de la competencia regulatoria en los corporativos y el contexto estatutario de los bancos, y un análisis de la teoría de los juegos de la carrera hacia abajo, en lo que concluye que no hay modelos consistentes con los reclamos de la carrera hacia abajo, y argumenta que la competencia interjurisdiccional produce resultados de regulaciones eficientes y mejoras en el bienestar social, por lo que Revesz (1996) se orienta a establecer preceptos a favor de la descentralización de la regulación ambiental (Esty, 1996).

Habiendo expuesto los argumentos teóricos de la descentralización de la regulación ambiental, ahora se procede a realizar una revisión de la literatura empírica al respecto, de esta manera los argumentos a favor de la descentralización ambiental y en contra de la carrera hacia abajo serán aterrizados.

1.3.3 Evidencia empírica

Esta sección implica un vistazo sobre la evidencia empírica del federalismo ambiental en el contexto global, lo cual será el umbral para comprender posteriormente los resultados obtenidos en las experiencias internacionales. El federalismo ambiental sigue siendo un tema muy controversial, ya sea en la perspectiva teórica como en la práctica. El caso de la centralización se basa en gran medida en los efectos adversos de la competencia con una carrera que, se supone, resulta hacia el fondo, ¿Pero existe como una "carrera" en realidad?, el apoyo a una respuesta afirmativa a esta pregunta es en gran parte anecdótica; hay poca evidencia sistemática en su apoyo.

Utilizando un determinado enfoque, tres estudios recientes en los Estados Unidos han examinado el impacto sobre los resultados ambientales de la devolución de responsabilidades para ciertos aspectos de manejo ambiental durante la administración de Reagan. Aunque esto cubre un lapso de tiempo corto sin duda, es interesante que ninguno de estos tres estudios encuentre alguna evidencia de la carrera hacia el fondo.

List y Gerking (2000), utilizando datos a nivel estados, han estimado un modelo de efectos ajustados que ven ambos niveles de calidad ambiental y reducción de gastos. Ellos no encuentran evidencia de algún deterioro en la calidad ambiental o una disminución en los esfuerzos de reducción; por el contrario, ellos encuentran algunos ejemplos de mejoras, dejándolos concluir que "... en este ejemplo, la carrera hacia el fondo no pareció materializarse" (List y Gerking, 2000; Oates & Portney, *The political economy of environmental policy*, 2003).

En otra evaluación de la experiencia, en el tiempo de Ronald Regan, Millimet (2000) estudió las emisiones transmitidas al aire de dióxido de sulfuro y los gastos de reducción de la contaminación de la industria. El encuentra que las emisiones actuales fueron más bajas y la reducción de gastos superior a lo previsto por este modelo, sugiriendo una carrera hacia arriba. Finalmente, Fredriksson y Millimet (2002), asimismo encuentran poco impacto de la devolución de Regan sobre la política ambiental; sus resultados, de hecho, proveen evidencia para una estrategia de carrera hacia arriba entre los estados de los Estados Unidos. La eficiencia gana en medidas ambientales que son adaptadas a las circunstancias locales y que pueden ser muy significativas (Oates & Portney, *The political economy of environmental policy*, 2003).

En un estudio, Dinan, Cropper y Portney (1999) han examinado el caso de los estándares de agua potable en los Estados Unidos. Este es un caso interesante por- dos razones. En primer lugar, la pureza del agua potable local (con la excepción de un par de contaminantes) es de interés principalmente para los usuarios locales, los efectos adversos se manifiestan sólo después de una exposición prolongada. Así se puede razonablemente caracterizar a este como un bien público local. En segundo lugar, existen grandes economías de escala en el tratamiento de agua potable de tal manera que los costos de purificación adicional por hogar puede ser mucho mayor en los más pequeños, que las jurisdicciones grandes (Oates & Portney, *The political economy of environmental policy*, 2003).

La economía básica, sugiere un importante principio para la estructura de la regulación ambiental: las actividades contaminantes que degradan la calidad ambiental en una jurisdicción local debe, por tanto, ser una responsabilidad local (incluido-

el establecimiento de normas). De esta manera, las medidas reguladoras pueden ser adaptadas a las circunstancias específicas de cada jurisdicción. Por el contrario, las formas de contaminación que van más allá de las fronteras estatales o locales requieren de un enfoque nacional para el establecimiento de normas (Oates, Resources for the future, 2009).

El uso apropiado de la toma de decisiones ambientales descentralizadas puede tener beneficios adicionales. En un sistema federal, los gobiernos estatales y locales tienen la oportunidad de introducir medidas normativas nuevas e innovadoras. Pueden servir como laboratorios en los que se lleven a cabo experimentos que pueden proporcionar valiosas lecciones sobre el potencial de nuevos enfoques de las políticas públicas (Oates, Resources for the future, 2009).

Es de esta manera que partimos de la idea de que la descentralización de las competencias de gestión ambiental hacia los estados propone mejoras en eficiencia para mejorar la calidad ambiental y reducir los márgenes de contaminación, y por tanto, los costos; no obstante, las decisiones deben tomarse con toda precaución y en el ánimo de mejorar y no empeorar las condiciones de una jurisdicción local.

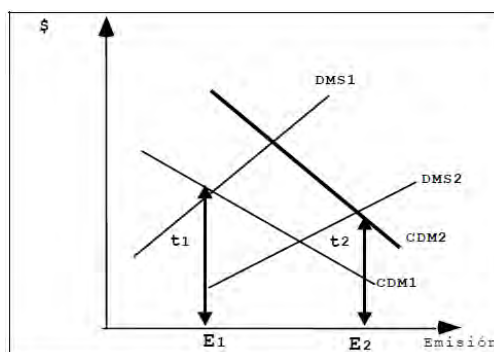
1.4 Tributación ambiental local

A todo lo expuesto desde el inicio de este primer capítulo, se puede decir que hay un robustecimiento sobre la idea de dotar de mayor autonomía a los gobiernos locales para atender de manera más directa y eficiente las necesidades de una comunidad específica, y en este sentido retomamos el federalismo fiscal como el sustento teórico para la autonomía fiscal de los gobiernos locales; a la economía ambiental, como el sustento teórico para la aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental para lograr una internalización de las externalidades negativas ambientales; y el federalismo ambiental, que presenta sustento teórico para dotar de autonomía ambiental a los gobiernos locales. Ahora, se hace necesario presentar un marco teórico que conjugue la aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental, la descentralización fiscal y la descentralización de la regulación ambiental, a lo que ha sido denominado tributación ambiental local.

Es importante conocer el papel que pueden desempeñar los impuestos ambientales en general, y los energéticos en particular, en un sector público descentralizado, bien a partir del alcance geográfico del problema ambiental o, bien, de la naturaleza espacial del mismo. En este último caso, hay que distinguir entre fenómenos ambientales “uniformes”, en los que la localización del contaminador tiene poca o nula relevancia a la hora de determinar el daño (por ejemplo, el cambio climático) y fenómenos ambientales “no uniformes”, en los que la localización del contaminador es fundamental (por ejemplo, la lluvia ácida) (Gago, Labandeira, Picos, & Rodríguez, 2004).

La gestión óptima de fenómenos ambientales no uniformes a través de impuestos exige tipos impositivos variables según la localización, con lo que podría ser recomendable una asignación sub-central de estos instrumentos para facilitar su funcionamiento. De todos modos, es probablemente más relevante el alcance geográfico del problema ambiental a la hora de asignar la jurisdicción de los impuestos ambientales. Al tener los bienes ambientales un carácter público, la asignación jurisdiccional debería seguir los preceptos de la teoría del federalismo fiscal, de manera que los impuestos ambientales se deberían atribuir a aquellas jurisdicciones donde se agoten los costes y beneficios asociados al bien ambiental (Olson, 1969; Labandeira, López, Picos, & Rodríguez, 2006). Para mejor apreciación, se analiza un modelo de equilibrio parcial básico con una externalidad ambiental, la solución se muestra en el gráfico 1 (Trueba, Vallès, & Zàrate, 2008).

Gráfico 1. Impuestos ambientales óptimos con problemas ambientales variables



Fuente: Peltzman y Tideman (1972); (Trueba, Vallès, & Zàrate, 2008)

El nivel óptimo de emisiones es aquel en el que los daños marginales sociales de la contaminación (DMS) igualan a los costes marginales de descontaminar (CMD), por lo-

que ante dos problemas ambientales con distinto alcance (1 y 2) cualquier solución impositiva central sería ineficiente. El óptimo se daría sólo cuando las jurisdicciones 1 y 2 eligiesen tipos impositivos t_1 y t_2 que llevasen a las emisiones E_1 y E_2 . Por supuesto, sería posible conseguir una solución eficiente centralizada con variación de tipos entre jurisdicciones, aunque las dificultades informacionales y de gestión serían significativas. En este caso, se sostiene que el medio ambiente presenta características de bien público local, con lo que su regulación debe asignarse a la administración sub-central correspondiente. La equivalencia fiscal está de hecho justificada por la variación espacial de las preferencias de los agentes, lo que provoca que cualquier aproximación centralizadora sea ineficiente (Trueba, Vallès, & Zàrate, 2008).

En el apartado tres, se puede observar que la idea anterior se asemeja a las obtenidas por Oates y Schwab (1988) que muestran como en determinadas circunstancias, las administraciones sub-centrales tienden a la selección de incentivos fiscales para nuevas industrias y niveles de emisiones (relacionados con bienes ambientales sub-centrales) socialmente óptimos a pesar de estar en situación de competencia inter-jurisdiccional (Trueba, Vallès, & Zàrate, 2008)

Finalmente, las tendencias teóricas presentadas brindan argumentos fuertes, sobre la descentralización fiscal-ambiental, es decir, sobre la aplicación de instrumentos económicos para la regulación ambiental a nivel local, lo cual ofrece una respuesta teórica sobre las acciones que deben tomarse a nivel local para racionalizar el consumo del agua, que como ha sido analizado en la evidencia empírica del federalismo ambiental, se caracteriza por ser un bien público local, es por ello que abriremos el segundo capítulo con una contrastación sobre las teorías expuestas con la realidad internacional, que asimismo, serán contrastadas con la realidad de México, en complemento de un análisis local, que sería el caso del consumo del agua en el Estado de Quintana Roo.

CAPÍTULO II. EL FEDERALISMO AMBIENTAL EN EL CONTEXTO INTERNACIONAL

En el capítulo anterior se abordó la estructura teórica del presente estudio desde sus diversos orígenes (Federalismo fiscal, economía ambiental, federalismo ambiental y-

tributación ambiental local) por lo que en este capítulo subdividido en tres apartados, se realiza una revisión sobre la experiencia internacional en el uso de instrumentos económicos para lograr los objetivos de política ambiental, lo cual permitirá contrastar las tendencias teóricas y avanzar en la argumentación del presente estudio.

En el primer apartado, se toma en consideración la evolución que han tenido los acuerdos internacionales sobre acciones y estrategias eficaces en la regulación ambiental, y en la lucha contra los grandes problemas ambientales, con el objetivo de identificar en qué parte de la historia de las naciones, la atención a los problemas ambientales ha tomado gran urgencia en la agenda de la mayoría de los países en el mundo, y cómo se han adoptado políticas ambientales basadas en enfoques teóricos sobre la incorporación del medio ambiente en la economía, de tal suerte que se tenga una perspectiva global sobre la dirección que están tomando las políticas ambientales, y si el objeto de esta investigación se mueve en esa órbita.

En el siguiente apartado, se retoma el enfoque del federalismo ambiental, pero considerando los casos de Estados Unidos y la Unión Europea en un proceso de coordinación gubernamental entre niveles supranacionales, nacionales y subnacionales, para atender asuntos ambientales como el control sobre la emisión de automóviles, el manejo de residuos de envases y el cambio climático. Al profundizar sobre dichos aspectos de carácter ambiental, se tendrán elementos para discutir el argumento teórico del federalismo ambiental en tratar los problemas ambientales desde cierto nivel de gobierno, según sea el nivel de externalidades territoriales o geográficas.

Finalmente, en un tercer apartado se aborda como tema principal la tributación ambiental local, comprendiéndose en el contexto de la experiencia internacional, el caso de las comunidades autonómicas españolas para implementar una serie de instrumentos fiscales que regulen los problemas de contaminación ambiental, en especial, sobre el caso del consumo del agua.

2.1 Evolución de la protección ambiental en la esfera mundial

En este apartado se realiza la antesala del análisis de la experiencia internacional sobre la regulación y control de los problemas ambientales mediante el principio del federalismo

ambiental, describiendo la evolución que ha presentado la protección del medio ambiente mediante acuerdos internacionales trascendentales.

Uno de los eventos internacionales de gran relevancia en el plano de la protección del medio ambiente, es el que marca la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, que tuvo lugar en Estocolmo, en junio de 1972. Dicha conferencia trató temas de gran importancia sobre el medio humano en un documento llamado la “La Declaración de Estocolmo (1972)”, la cual marca un punto de apoyo de gran escala en el desarrollo de la problemática ambiental mundial. Por primera vez se discuten problemas de tanta importancia para la humanidad en un foro internacional, donde participaron representantes de 113 naciones (Medio, 1972).

Entre los criterios utilizados para construir acuerdos entre los diversos países involucrados, la sensibilidad del tema ambiental se observaba en el siguiente enunciado “A nuestro alrededor vemos multiplicarse las pruebas del daño causado por el hombre en muchas regiones de la Tierra: niveles peligrosos de contaminación del agua, el aire, la tierra y los seres vivos; grandes trastornos del equilibrio ecológico de la biósfera; destrucción y agotamiento de recursos insustituibles y graves deficiencias, nocivas para la salud física, mental y social del hombre, en el medio por él creado, especialmente en aquél en que vive y trabaja (Medio, 1972)”.

Asimismo, se tenía conciencia sobre el participar de los actores locales, regionales o mundiales, como lo menciona el siguiente criterio, “Corresponderá a las administraciones locales y nacionales, dentro de sus respectivas jurisdicciones, la mayor parte de la carga en cuanto al establecimiento de normas y a la aplicación de medidas en gran escala sobre el medio. También se requiere la cooperación internacional con objeto de allegar recursos que ayuden a los países en desarrollo a cumplir su cometido en esta Esfera...y una amplia colaboración entre las naciones y la adopción de medidas por las organizaciones internacionales de interés de todos (Medio, 1972)”.

En consecuencia, la Conferencia aprobó una declaración final de 26 principios y 103 recomendaciones, con una proclamación inicial de lo que podría llamarse una visión ecológica del mundo. Para este estudio, cabe resaltar lo expresado en el principio quinto,

en el que se habla de los recursos no renovables y su agotamiento futuro de no tomarse medidas de gran impacto en el presente (Medio, 1972).

Con lo anterior se aprecia que la idea de coordinar el campo de acción entre los diferentes ámbitos jurisdiccionales, para atender los problemas ambientales locales, regionales, nacionales y globales, se tenía muy presente desde aquella conferencia, en el tenor de incluirlos dentro de los objetivos claves de los acuerdos internacionales.

En continuidad a lo previamente mencionado, fue con el fin de conmemorar el décimo aniversario de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente celebrada en Estocolmo, se reúnen del 10 al 18 de mayo de 1982, en la ciudad de Nairobi, Kenya, un total de 105 gobiernos para abordar a profundidad los principios sentados en 1972 (Nairobi, 1982).

Uno de las primeras cuestiones expuestas versó sobre la poderosa influencia que causó en la opinión pública la Conferencia de Estocolmo, aumentando la conciencia y la comprensión de la fragilidad del medio ambiente humano y sus problemas. Se promulgó en la mayoría de los países legislación ambiental o disposiciones constitucionales para proteger el medio ambiente. Asimismo, se creó el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, nuevas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales a todos los niveles y se han concluido varios acuerdos internacionales importantes relativos a la cooperación en la esfera del medio ambiente. De lo que se desprende que los principios de Estocolmo siguen tan válidos en 1982 como lo eran en 1972, formando una especie de código de comportamiento ambiental para los años venideros (Nairobi, 1982).

Si bien se deja claro el avance producido, se destaca que el Plan de Acción para llevarlo a su ejecución efectiva sólo fue cumplido de manera parcial y sus resultados no pueden considerarse satisfactorios. Esta postura se basa en la inadecuada previsión y comprensión de los beneficios a largo plazo de la protección ambiental, como así también la inadecuada coordinación de enfoques y esfuerzos, la falta de disponibilidad de recursos y la inequitativa distribución de éstos (Nairobi, 1982).

Tales cuestiones, provocaron que el Plan de Acción no haya tenido la repercusión necesaria en la comunidad internacional, no pudiéndose evitar que el hombre realice actividades que han provocado y continúen un deterioro ambiental creciente, como lo han sido: la deforestación, la degradación de los suelos y el agua y la desertificación que fueron alcanzando proporciones alarmantes y poniendo en peligro las condiciones de vida de grandes zonas del mundo (Nairobi, 1982).

Entre las ventajas y desventajas previamente mencionadas, que se presentaron en la Conferencia de Nairobi, Kenya de 1982, se resume la persecución de tres motivos bien definidos. El primero de ellos consta de revalidar el acuerdo celebrado en Estocolmo en 1972; el segundo punto es reafirmar los principios establecidos y aumentar el compromiso sobre ellos, lográndose una participación más comprometida con el medio ambiente que la existente hasta la fecha; el tercer punto, el cual no pudo ser llevado a cabo, es el intento de convertirse en la cumbre oficial de la tierra, lo cual fue producto de la poca colaboración entre estados que había en la época, debido a la vigencia de la guerra fría (Nairobi, 1982).

Si bien no se puede llamar un fracaso a lo que no pudo denominarse la Cumbre de la Tierra, sí dejó muy bajas expectativas en los resultados esperados, aunque el avance después de diez años de la declaración de Estocolmo fue importante en cuanto a la legislación ambiental en los países involucrados, la participación de diversos actores gubernamentales y no gubernamentales en todos los niveles y la preocupación, que al presente estudio interesa, sobre la degradación del agua. No obstante, a ésta altura aún no se especificaba la importancia de distribuir responsabilidades ambientales en los diferentes niveles de gobierno de una nación en lo referente a la gestión del agua en el plano de los acuerdos internacionales.

Dado el paso gris de la declaración de Nairobi, posteriormente, toma gran trascendencia la definición del término desarrollo sostenible, planteado en el libro “Nuestro Futuro Común” (nombre original del Informe Brundtland), y que se consideró como el primer intento de eliminar la confrontación entre desarrollo y sostenibilidad (ONU, 1987).

Dicho libro fue presentado en 1987 por la Comisión Mundial Para el Medio Ambiente y el Desarrollo de la ONU, encabezada por la doctora noruega Gro Harlem Brundtland, quien trabajó analizando la situación del mundo en ese momento y demostró que el camino que la sociedad global había tomado estaba destruyendo el ambiente por un lado y dejando a cada vez más gente en la pobreza y la vulnerabilidad. El propósito de este informe fue encontrar medios prácticos para revertir los problemas ambientales y de desarrollo del mundo y para lograrlo destinaron tres años a audiencias públicas y recibieron más de 500 comentarios escritos, que fueron analizados por científicos y políticos provenientes de 21 países y distintas ideologías. Dicho documento postuló principalmente que la protección ambiental había dejado de ser una tarea nacional o regional para convertirse en un problema global. Así también, dicho informe señaló la necesidad de dejar de concebir al desarrollo y al medio ambiente como si fueran cuestiones separadas, aduciendo que “ambos son inseparables” (ONU, 1987).

Por último señala que el desarrollo dejaba de ser un problema exclusivo de los países que no lo tenían. Ya no se trataba de que los “pobres” siguieran el camino de los “ricos”. Como la degradación ambiental es consecuencia tanto de la pobreza como de la industrialización, ambos debían buscar un nuevo camino. La importancia de este documento no sólo reside en el hecho de lanzar el concepto de desarrollo sostenible (o desarrollo sustentable), definido como aquel que satisface las necesidades del presente sin comprometer las necesidades de las futuras generaciones, sino que este fue incorporado a todos los programas de la ONU y sirvió de eje, por ejemplo, a la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992 (ONU, 1987).

En esta fase de la evolución de los acuerdos internacionales sobre protección ambiental, se debe hacer énfasis en que el desarrollo sostenible, en su sentido amplio, implicaba que el crecimiento económico ya no debía ir en detrimento de la conservación y preservación del medio natural, sino que debía encontrar un punto convergente que lograra una armonía entre los dos sentidos, que en perspectiva teórica y científica, retoma la cohesión entre la economía y medio ambiente ya analizada en el primer capítulo. Por otro lado, al mencionarse que la tarea de la protección ambiental rebasaba fronteras nacionales y regionales para volverse un problema global, debe entenderse que no es que las naciones pierdan soberanía en la toma de decisiones sobre políticas ambientales, sino-

que debe verse como la capacidad de las naciones de proponer y adoptar medidas, así como de cumplir compromisos en el plano del consenso internacional, pero siempre con la autoridad e independencia que las caracteriza.

Antes de insertarse a analizar la Cumbre de la Tierra de 1992, es menester mencionar el surgimiento del movimiento de la Revolución Fiscal Verde como respuesta a los objetivos de política ambiental perseguidos en los acuerdos internacionales ya mencionados.

Los instrumentos fiscales para proteger el medio ambiente se comenzaron a utilizar en los países nórdicos en la década de 1990. El establecimiento paulatino de tributos ecológicos –junto con la creación de comisiones oficiales de seguimiento- condujo a la Reforma Fiscal Verde (Buñuel, 2004; Gago y Labandeira, 1999; Vaquera, 1999; Guzmán, 2006), que consistió en incorporar elementos ambientales al sistema fiscal, eliminando las estructuras tributarias que incentivan los comportamientos perjudiciales. Los tres objetivos de la reforma son: 1) incorporar disposiciones ambientales que busquen modificar o suprimir las estructuras tributarias que incentiven los comportamientos nocivos para el entorno natural; 2) Establecer figuras impositivas respetuosas con el medio ambiente; y 3) Inspirar el diseño de los grandes tributos (impuesto a la renta, IVA e impuesto de sociedades) con una filosofía de protección sustentada en el concepto de desarrollo sostenible (Guzmán, 2006).

Ante lo mencionado, cabe resaltar la pauta para el diseño de un tributo ecológico, en la cual se requiere el estudio del grado de integración de los tributos ambientales en los diferentes sistemas fiscales y de su aceptación, definiendo aspectos fiscales –la regresividad de los gravámenes y las medidas de compensación y mitigación- y ecológicos (soluciones de problemas globales o locales) (Guzmán, 2006).

En tal sentido, tales acciones, que se han dado inicialmente en la Unión Europea, han sido a consecuencia de que las normas en contra de la contaminación, o bien, sobre los objetivos de reducción a los problemas de contaminación no se lograban, evidenciándose pasividad y mínimo impacto en dichas normas (Guzmán, 2006). Este movimiento sobre pintar de verde el sistema fiscal de un país o unión de países, o incluir instrumentos fiscales dentro de los objetivos de las políticas ambientales, basaba su postura en los-

argumentos teóricos sobre la internalización de las externalidades negativas sobre el medio ambiente, ya analizados en el enfoque pigouviano presentado en el primer capítulo.

También se basa sobre el término desarrollo sostenible, que refiere a la cohesión entre economía y medio ambiente, al perseguir el impulso a las economías de las naciones al reducir impuestos sobre los factores productivos, para orientarlos a los factores o agentes económicos causantes de los problemas ambientales locales, regionales o globales (Guzmán, 2006).

Como continuación de la evolución de los grandes acuerdos internacionales sobre protección ambiental, se destaca la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) llevada a cabo en Río de Janeiro, el 14 de Junio de 1992, que conocida como Cumbre para la Tierra, fue un momento decisivo en las negociaciones internacionales sobre las cuestiones del medio ambiente y el desarrollo (Desarrollo, 1992). Allí 172 gobiernos, incluidos 108 Jefes de Estado y de Gobierno, aprobaron tres grandes acuerdos que habrían de regir la labor futura: el Programa 21, un plan de acción mundial para promover el desarrollo sostenible; la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, un conjunto de principios en los que se definían los derechos civiles y obligaciones de los Estados, y una Declaración de principios relativos a los bosques, directrices para la ordenación más sostenible de los bosques en el mundo. Se abrieron a la firma además dos instrumentos con fuerza jurídica obligatoria: la Convención Marco sobre el Cambio Climático y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (García, Lerzo, Rodríguez, & Rugna, 2002).

En lo que refiera al Programa 21, éste se presenta como un proyecto de desarrollo medioambiental de 900 páginas que contiene más de 2.500 recomendaciones prácticas, se abordan los problemas urgentes de hoy en día, que *“No es jurídicamente obligatoria”*. Sin embargo, es de esperar por parte de los gobiernos que asuman un serio compromiso para su aplicación. El objetivo principal fue preparar al mundo para los retos del próximo siglo, incluyéndose propuestas concretas en cuestiones sociales y económicas, por lo que la agenda se dividió en cuatro secciones. La primera se refiere a la dimensión social y económica; la segunda se relaciona con el manejo y la conservación de los recursos para el desarrollo; la siguiente aborda las funciones de los grupos mayoritarios, y la última-

parte analiza los significados de la ejecución de cada una de ellas. Sobre la segunda, se detallan los objetivos de conservación y gestión de los recursos, parte en la que se orienta la problemática de nuestro estudio, en lo relativo a la protección de océanos y la protección de las aguas dulces, en donde se insta a la investigación para realizar un mejor manejo de los ecosistemas acuáticos y el agua potable, así como velar por la aplicación de la legislación en materia de contaminación (García, Lerzo, Rodríguez, & Rugna, 2002).

En la Declaración de Río se definen los derechos y las obligaciones de los Estados respecto de principios básicos sobre el medio ambiente y el desarrollo. Ahí se incluyeron las siguientes ideas: la incertidumbre en el ámbito científico no ha de demorar la adopción de medidas de protección del medio ambiente; los Estados tienen el "derecho soberano de aprovechar sus propios recursos" pero no han de causar daños al medio ambiente de otros Estados, que sugiere la aplicación de la legislación ambiental con autoridad e independencia propias de las naciones, pero que al causarse problemas transfronterizos o globales, como el cambio climático, toman mayor sentido los acuerdos y convenios internacionales como se referirá en el Protocolo de Kyoto; la eliminación de la pobreza y la reducción de las disparidades en los niveles de vida en todo el mundo son indispensables para el desarrollo sostenible, y la plena participación de la mujer es imprescindible para lograr ese desarrollo (García, Lerzo, Rodríguez, & Rugna, 2002).

En cuanto a la Declaración de los principios para la ordenación sostenible de los bosques, que "no tiene fuerza jurídica obligatoria", constituyó el "primer consenso mundial" sobre la cuestión. En la Declaración se dispone, fundamentalmente, que todos los países, en especial los países desarrollados, deberían esforzarse por reverdecer la Tierra mediante la reforestación y la conservación forestal; que los Estados tienen derecho a desarrollar sus bosques conforme a sus necesidades socioeconómicas, y que deben aportarse a los países en desarrollo recursos financieros destinados concretamente a establecer programas de conservación forestal con miras a promover una política económica y social de sustitución (García, Lerzo, Rodríguez, & Rugna, 2002).

Después de este importante y trascendental evento internacional, viene una orientación al problema global del cambio climático, cuando los gobiernos de los países miembros del Convenio Marco sobre Cambio Climático de la ONU (UNFCCC) acordaron en 1997 el-

Protocolo de Kioto. Su objetivo es conseguir reducir un 5,2% las emisiones de gases de efecto invernadero globales sobre los niveles de 1990 para el periodo 2008-2012 (América, 2007).

La principal característica del Protocolo es que tiene objetivos obligatorios relativos a las emisiones de gases de efecto invernadero para las principales economías mundiales que lo hayan aceptado. Para compensar las duras consecuencias de los objetivos vinculantes, el acuerdo ofreció flexibilidad en la manera en que los países pueden cumplir sus objetivos. Por ejemplo, pueden compensar parcialmente sus emisiones aumentando los “sumideros” bosques, que eliminan el dióxido de carbono de la atmósfera. Ello puede conseguirse, ya sea en el territorio nacional o en otros países; por otro lado, pueden pagar también proyectos en el extranjero cuyo resultado sea una reducción de los gases de efecto invernadero; y es en tal sentido, que se han establecido varios mecanismos con este fin (Cambio Climático, 1997).

En cuanto a la aceptación política del Protocolo, se vio multiplicado el número de grupos y comités creados para supervisar y arbitrar sus diferentes programas, e incluso después de la aprobación del acuerdo en 1997, se consideró necesario entablar nuevas negociaciones para especificar las instrucciones sobre la manera de instrumentalizarlo. Estas normas, adoptadas en 2001, se conocen con el nombre de “Acuerdos de Marrakech” (Cambio Climático, 1997).

Sin embargo, el principal problema es que deben decidir adherirse más naciones industrializadas, a pesar de que se verán afectadas por los límites de emisión del Protocolo. Una segunda preocupación es que los Estados Unidos y Australia han manifestado que no apoyarán ya el tratado (Cambio Climático, 1997).

El 29 de abril de 1998, la Comunidad Europea firmó el Protocolo, y en diciembre de 2001, el Consejo Europeo de Laeken confirmó la voluntad de la Unión de que el Protocolo de Kioto entrara en vigor antes de la cumbre mundial de desarrollo sostenible de Johannesburgo (2002). Así, y para alcanzar este objetivo, tal decisión aprobó el Protocolo en nombre de la Comunidad. En tal tenor, los Estados miembros se comprometieron a depositar sus instrumentos de ratificación al mismo tiempo que la Comunidad y, en la-

medida de lo posible, antes del 1 de junio de 2002 (Europa síntesis de la legislación Europea, 2002). Es así que el Protocolo se ha considerado como el único mecanismo internacional para empezar a hacer frente al cambio climático y minimizar sus impactos (Desde América, 2002).

Con el importante avance de la entrada en vigor del Protocolo de Kyoto, la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible celebrada en Johannesburgo (Sudáfrica) del 26 de agosto al 4 de septiembre, abrió con altas expectativas en cuanto a la protección ambiental. En esa importante conferencia participaron 190 Jefes de Estado o de Gobierno, acompañados de sus delegaciones nacionales (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

Además participaron las Secretarías de las Comisiones Económicas regionales, representantes de diversos órganos y programas de las Naciones Unidas, las secretarías de las diferentes convenciones internacionales relacionadas con temas ambientales, las organizaciones y agencias especializadas de las Naciones Unidas, organizaciones intergubernamentales y un número considerable de organizaciones no gubernamentales (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

El Parlamento Latinoamericano estuvo oficialmente representado en la Cumbre por el autor de este Informe con el carácter de Observador. Los resultados de la Cumbre quedaron recogidos en dos importantes documentos adoptados por consenso: la “Declaración de Johannesburgo sobre el Desarrollo Sostenible” suscrita por todos los Jefes de Estado y de Gobierno, y el “Plan de Aplicación de Johannesburgo”. Este último documento fue el producto de un largo y complejo proceso de negociación cumplido al nivel de técnicos, expertos y diplomáticos antes y durante la Cumbre (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

En lo atinente a la Declaración de Johannesburgo, los altos dignatarios presentes en la Cumbre se comprometieron a edificar una sociedad humana global, equitativa y solícita, consciente de la necesidad de dignidad humana para todos. Adicionalmente, asumieron la responsabilidad colectiva de impulsar y fortalecer en los ámbitos local, nacional, regional y global, los fundamentos del desarrollo sostenible: desarrollo económico, desarrollo-

social y protección ambiental. También asumen el compromiso de desplegar un esfuerzo definitivo para responder positivamente a la necesidad de producir un plan práctico y visible para erradicar la pobreza e impulsar el desarrollo humano. En este sentido reconocen que la erradicación de la pobreza, el cambio de los patrones de producción y consumo y la protección y manejo de los recursos naturales constituyen la base del desarrollo económico y social y son requisitos esenciales para el desarrollo sostenible (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

El Plan de Aplicación, recuerda que la Conferencia de Río de 1992 de las Naciones Unidas sobre Ambiente y Desarrollo (CNUAD) proporcionó los principios fundamentales y el programa de acción para lograr el desarrollo sostenible. La Cumbre de Johannesburgo reafirmó, entonces, vigorosamente el compromiso con dichos principios: con la plena aplicación del Programa 21; con las metas contenidas en la Declaración del Milenio; y con los resultados de las principales conferencias de las Naciones Unidas y los acuerdos internacionales concluidos desde 1992 (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

El Plan de Aplicación persigue desarrollar los resultados obtenidos desde la CNUAD y con ese propósito se asumió el compromiso de emprender acciones concretas y medidas en todos los niveles para impulsar la cooperación sobre la base de los principios de Río, incluido el principio de las responsabilidades comunes pero diferenciadas establecido en el párrafo 7 de la Declaración sobre Ambiente y Desarrollo. Tales esfuerzos deberán promover la integración de los tres componentes del desarrollo sostenible: desarrollo económico, desarrollo social y protección del ambiente, como pilares interdependientes de sustentación. Se reconocen como objetivos fundamentales y requisitos indispensables para alcanzar el desarrollo sostenible la erradicación de la pobreza, el cambio de los patrones insostenibles producción y consumo y la protección y gestión de los recursos naturales que constituyen la base del desarrollo económico y social (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

El Plan de Implementación señala que las actividades humanas están produciendo un impacto creciente sobre la integridad de los ecosistemas que proporcionan los recursos y servicios esenciales para el bienestar humano y las actividades económicas. Advierte-

que el manejo de los recursos naturales de una manera sostenible e integrada es esencial para el desarrollo sostenible y que para revertir lo más pronto posible la tendencia actual de degradación es necesario aplicar estrategias que incluyan metas acordadas en el ámbito nacional y, cuando proceda, a nivel regional para proteger los ecosistemas y asegurar un manejo integrado de las tierras, el agua y los recursos vivos, fortaleciendo al mismo tiempo las capacidades regional, nacionales y locales (Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, 2002).

Entre la declaración de Johannesburgo y el Plan de Implementación, se puede reparar en que los principios y objetivos que persiguen, parten de las premisas trazadas en las conferencias, cumbres y declaraciones pasadas, pero con un sistema de ideas más concreto dentro de un contexto global. El desarrollo sostenible, concepto manejado desde el informe de Brundtland (1987), continuado en la cumbre de Río de Janeiro (1992), que implicaba una visión de desarrollo más amplia y armonizada con la protección ambiental, provocó que la percepción de los Estados participantes, en ese entonces mayor que en las cumbres y conferencias anteriores, fuera de mejor aceptación y mayor concientización sobre los alcances de sus acciones en un esquema de compromisos de desarrollo sostenible.

El desarrollo sostenible se muestra como un novedoso paradigma que implica la participación de diversos actores locales, nacionales, regionales e internacionales, así como el abarcamiento a una amplia gama de disciplinas, que al conjuntarse se logran adecuar en los objetivos implicados en los acuerdos internacionales más relevantes y trascendentales. Por último, la evolución de los acuerdos internacionales sobre la protección ambiental ha tenido un avance substancial en concientizar a las naciones a adoptar medidas y compromisos dentro de un todo global; pero con la idea firme de funcionar de forma coordinada, no sólo con los actores de los diferentes niveles gubernamentales, sino también, con diversos agentes, entre individuos y organismos, a fin de superar los retos y cumplir los objetivos que permitan enfrentar satisfactoriamente los problemas ambientales desde el ámbito local, nacional, regional y global.

Sin duda, surgieron una serie de reuniones o conferencias internacionales importantes para seguir tratando temas de gran relevancia sobre el desarrollo humano y la protección-

del medio ambiente, no obstante, contamos con elementos esenciales para discutir en el próximo apartado las tendencias que han mostrado los países en el esquema de regulación de la política ambiental cuando los problemas ambientales se consideran locales, nacionales o globales.

2.2 Federalismo ambiental en el contexto internacional

En el capítulo 1 en la sección de federalismo ambiental se hace referencia a la descentralización ambiental, y el contexto se fija sobre la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. Previamente en este segundo capítulo se retoma el estudio desde la situación de Estados Unidos en cuanto a la distribución de competencias de políticas de gestión ambiental hacia los estados, encontrando evidencia importante de que el federalismo ambiental, logra ganar en eficiencia respecto a la calidad ambiental en una circunscripción subnacional. Siendo este el caso, profundizaré los esquemas de análisis del federalismo ambiental en Estados Unidos y la Unión Europea desde un enfoque de instrumentación de políticas ambientales en 3 áreas (emisiones de automóviles, residuos sólidos y cambio climático), (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En la UE y los EE.UU., la responsabilidad de la elaboración de la política ambiental se divide por un lado entre la Unión Europea y las instituciones federales, y las instituciones locales, por el otro. El primero está compuesto por la UE y el gobierno federal de los EE.UU., mientras que el segundo consiste en los gobiernos estatales y locales en los EE.UU., y los estados miembros y las autoridades subnacionales en la UE (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Históricamente se dio que las normas ambientales y los reglamentos se realizaran principalmente a nivel estatal o local tanto en E.E.U.U. como en la UE. Sin embargo, el surgimiento del movimiento ambientalista moderno durante la década de 1960 y principios de 1970 condujo a una mayor centralización de la política de medio ambiente, tanto en los EE.UU. como en Europa. La centralización a la que se refiere, es en parte por las aportaciones que realiza Stewart (1977), al sugerir una carrera hacia el fondo por parte de los gobiernos locales. En los EE.UU., este cambio ocurrió relativamente rápido (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Por la mitad de 1970, las normas federales habían sido establecidas para prácticamente todas las formas de contaminación del aire y el agua. A finales de la década, las regulaciones federales regían la protección de especies en peligro de extinción, la calidad del agua potable, la aprobación de plaguicidas, la eliminación de desechos peligrosos, minería de superficie y el manejo forestal, entre otros ámbitos. En ese sentido, la federalización de la política del medio ambiente de los EE.UU. había sido fuertemente apoyada por la presión de grupos ecologistas, que creían que la regulación federal tenía más probabilidades de ser eficaz que la regulación a nivel estatal (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En lo que respecta a Europa, este cambio fue más paulatino, en gran parte atribuido a que el Tratado de Roma no contenía disposición relativa a la regulación ambiental de la Comunidad Europea (CE). No obstante, más de 70 directivas medioambientales fueron adoptadas entre 1973 y 1983. Después de la aprobación del Acta Única Europea en 1987, la cual proporcionara una base jurídica clara para la política ambiental para la CE y facilitara los procedimientos para la aprobación de las directivas de la comunidad del medio ambiente, la elaboración de la política medioambiental de la CE se dio de forma acelerada (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Los tratados que sucesivamente se han dado, han fortalecido en la UE el compromiso y la responsabilidad de mejorar la calidad ambiental y promover el desarrollo sostenible en toda Europa. Por lo tanto, a pesar de sus sistemas constitucionales diferentes, en ambos casos, en la UE y en los EE.UU., el objetivo de la política de medio ambiente se ha tornado cada vez más centralizado en las últimas tres décadas. Sin embargo, los gobiernos estatales siguen desempeñando un papel fundamental en la regulación ambiental en ambos lados del Atlántico. Y aún más destacable, los estados siguen siendo un lugar importante de la política de innovación. Para Voguel (2010), en muchos casos, las nuevas áreas de la política ambiental se abordaron por primera vez a nivel estatal y, posteriormente, aprobados por la autoridad central; enfatizando que muchas regulaciones estatales siguen siendo más estrictas o completas que las de la autoridad central (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

2.2.1 Emisiones de los automóviles en Estados Unidos

Iniciando con el caso de Estados Unidos, la regulación de los contaminantes del aire (emisiones) de los automóviles en los EE.UU. comenzó en la década de los sesentas cuando el estado de California promulgó la Ley de control de Contaminación de Vehículos de Motor, teniendo como fin desarrollar criterios para aprobar, probar y certificar los dispositivos de control de emisiones (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Dada la aplicación de una norma estatal, a mediados de la década de los sesentas se promulga la Ley Federal de Vehículos de Motores Contaminadores del Aire, lo cual establecía normas federales sobre las emisiones de los automóviles. Posteriormente, la inquietud de la industria automotriz sobre la dificultad de cumplir con una norma federal y estándares estatales, por lo que el Congreso tomó la decisión de que se exentara la aplicación federal al caso de California, así se daba tiempo a la industria a desarrollarse tecnológicamente para poderse ajustar tiempo después a la norma federal. Con tal canonjía, se daba cierta libertad al Estado de California para adoptar medidas innovadoras que ataquen el gran problema de contaminación, para luego compartir la experiencia en programas de regulación ambiental (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En la década de los setentas, el ejecutivo solicitaba normas más estrictas para reducir los niveles de contaminación, por lo que se aprobó la Ley de Aire Limpio con tecnología obligatoria. Al Estado de California se le permitió la retención y promulgación de normas más estrictas, lo que abrió en los noventas, la oportunidad a aquellos estados que no cumplían con las normas oficiales de calidad de aire a adoptar los estándares de California (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En el año 1990, el Estado adoptó un programa para alentar a vehículos de bajas emisiones (LEV). Esto incluyó un programa de Cero Emisiones Vehiculares (ZEV) programa destinado a poner en marcha el mercado de estos vehículos. La única tecnología viable que cumplía con los estándares ZEV fueron los vehículos eléctricos, cuyas emisiones fueron más del 90 por ciento inferiores a los de los vehículos a gasolina-

más limpia, incluso si se incluyen las emisiones de las plantas de energía de generación de la electricidad necesaria para recargar (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Para 1990, el Estado de California promovió un programa de cero emisiones vehiculares que abrió una oportunidad al mercado de los vehículos de bajas emisiones, siendo los vehículos eléctricos la única tecnología capaz de cumplir los estándares estrictos. Las acciones de California provocaron acciones por parte de la EPA, para aplicar normas más estrictas a camiones y autobuses (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En tiempos recientes, los estándares de emisiones de automóviles de California se han convertido en un caso de conflicto con el gobierno federal, dado que son dos nuevas regulaciones de California, que según el Estado están diseñadas para reducir las emisiones de los automóviles, no obstante, han sido cuestionadas tanto por la industria automotriz como por el gobierno federal, en el sentido de que indirectamente regulan la eficiencia del combustible, y siendo que ésta es un área de regulación que le fue asignada exclusivamente al gobierno federal por el congreso, se ha ocasionado una controversia en competencias de regulación ambiental (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Finalmente, el caso del Estado de California en su afán por regular las emisiones de contaminantes por combustibles, y dadas las facultades conferidas por la legislación federal como único estado que tienen estándares de calidad del aire de forma específica, pero sujeto a normas oficiales, por un lado desarrolló mecanismos de regulación cada vez más adecuados a sus necesidades locales, y por el otro, tendió a trastocar disposiciones federales en su reglamentación. No obstante, esto brinda un valioso acercamiento a los argumentos en favor del federalismo ambiental, en el sentido de que una entidad local desarrollará tecnologías e instrumentos sobre regulación de política ambiental como si fuera un laboratorio de experimentos (Oates, 2009).

2.2.2 Emisiones de los automóviles en la Unión Europea

El federalismo ambiental toma otra óptica, al considerarse a la Unión Europea como el órgano central que posteriormente impondrá normas para regular las emisiones de los vehículos de motor. Análogo a lo acontecido en los EE.UU., las regulaciones de los gobiernos estatales en Europa han sido un factor importante para las normas-

centralizadas de emisiones de automotores, como el caso de Alemania en Europa. La UE se ha fortalecido progresivamente en las normas de sus emisiones de los automóviles, tanto para mejorar la calidad del medio ambiente como en mantener un mercado único para los vehículos (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

No obstante, las normas europeas habrían de fortalecerse a un ritmo mucho más lento que aquellas en los EE.UU.. A finales de 1980, la UE impuso las normas que se aplicarían en 1992, basadas en las normas de EE.UU. en 1970 y 1977, aunque con situaciones particulares, como lo son el no establecimiento de requisitos uniformes sobre emisiones de automóviles hasta 1987, y que en ese año ya se daban normas centralizadas al respecto (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Entre las décadas de 1970 y 1980, las regulaciones centrales (UE) y las de los Estados miembros se tensionaron, al observarse el establecimiento de límites o normas de regulación sobre las emisiones de los automóviles en los niveles estatales, lo cual obligó a la Comunidad Europea a emitir las primeras normas sobre emisiones y evitar obstáculos al mercado interior para 1970; a finales de esta década la CE impuso límites y máximos al contenido de plomo de la gasolina, lo cual permitió a unos estados miembros a establecer requisitos mínimos sobre el nivel de plomo, pero impidió que otros estados miembros adquirieran combustibles sin contenido de plomo y, por tanto, se perturbara la dinámica del mercado único (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Más tarde se tomarían medidas para prohibir totalmente la gasolina sin plomo, lo que conllevaría a conflictos de mercado de vehículos y normas regulatorias de emisiones entre algunos estados miembros; es el caso de la iniciativa de Alemania de adoptar los estándares de EE. UU., de 1983, que requería la aplicación de normas que implicaran la instalación de convertidores catalíticos, tecnología necesaria para utilizar gasolina sin plomo, pero que ocasionaban dos problemas de libre tránsito vehicular en la Unión Europea; por un lado, países como Francia e Italia no contaban con tal tecnología; por el otro lado, los vehículos de Alemania no podían ir al sur de Europa, puesto que no encontrarían gasolina sin plomo (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Lo anterior implicó debates que dieron como resultado el compromiso de Luxemburgo de 1987, el cual estableció las normas de emisiones diferentes para diferentes tamaños de vehículos con horarios diferentes para su cumplimiento. Por lo que esto representó el primer conjunto uniforme de normas de emisiones de los automóviles en Europa (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En continuidad a lo anterior, la más importante iniciativa de este período, el Programa de Auto-Oil, adoptada por primera vez en 1996, tenía por objeto llevar junto a la Comisión y la industria automotriz y de petróleo, a trabajar en forma integral para la reducción de los niveles de contaminación. Después de una serie de negociaciones, en última instancia, el programa reforzó los límites de emisiones de los vehículos y las normas de calidad de los combustibles, que además incluían el azufre y el diesel; e introdujo una completa eliminación de gasolina con plomo (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

2.2.3 Residuos de envases en Estados Unidos

Sobre la regulación de los residuos de envases, sucede algo distinto a las normas sobre emisiones de automóviles en EE.UU.. El papel del gobierno federal se ha mostrado modesto y, prácticamente, todas las iniciativas políticas se han llevado a cabo a nivel local.

En tanto que, la Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA) de 1976, estableció estrictos requisitos para la gestión de los desechos peligrosos, la RCRA también declaró que la regulación de los vertederos sobre la aceptación de los residuos sólidos urbanos (RSU) permanecería totalmente en el dominio de la estatal y local los gobiernos (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Sobre el manejo de los residuos de envases en EE.UU., al ser encomendada a las competencias subnacionales o locales, existe una disparidad considerable entre las normas aplicadas por las diferentes legislaturas locales; también, dichas normas se han establecido con criterios laxos, tan es así que EE.UU. es uno de los más grandes generadores de RSU como país industrializado, y las metas de reducción han sido poco claras. No obstante, los gobiernos estatales y locales han puesto en marcha varios-

mecanismos de política para reducir los RSU, incluyendo los residuos de envases (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Desde 1977, ha habido ordenanzas locales como el caso del pago de un depósito para utilizar contenedores que almacenarán plásticos de envases de bebidas con gas y sin gas, como fue el caso de Missouri; tanto el caso de Missouri como el de otras entidades locales, son programas que siguen siendo exclusivamente la competencia de los gobiernos estatales y locales y las leyes nacionales no permiten que la EPA establezcan las regulaciones federales sobre el reciclaje (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En secuencia, unos pocos estados, incluyendo Wisconsin y Dakota del Sur, han prohibido la venta de algunos materiales reciclables para reforzar sus tasas de reciclado. Algunos estados requieren ciertos tipos de envases que contienen una cantidad mínima de reciclado material (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

A pesar de que agencias federales han participado en el planteamiento de iniciativas federales sobre la adquisición de productos de calidad reciclada, recientemente, de acuerdo con el Container Recycling Institute (Instituto sin fines de lucro), una razón clave, por la que las facturas de botellas no se hayan extendido a más estados o convertido a la legislación nacional, es la gran influencia del bien financiado de la industria de bebidas, con la presión que el poder político ejerce. Así, las políticas de residuos de envases siguen siendo las principales responsabilidades de los gobiernos estatales y locales (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

2.2.4 Residuos de envases en Unión Europea

En lo que refiera a la UE, los esfuerzos para el control de residuos de envases contrastan fuertemente con los de EE.UU. en dos sentidos. En primer lugar, con la promulgación de la Directiva de 1994 de la UE sobre residuos de envases y embalaje, las autoridades centrales han llegado a desempeñar un papel fundamental en la conformación de la política para reducir los residuos de envases en Europa. En segundo lugar, a diferencia de los EE.UU., donde las autoridades federales han sido por lo general indiferentes a las políticas estatales para promover la reducción de residuos de envases, en Europa, estas políticas con frecuencia han sido cuestionadas por Bruselas (la Comisión) sobre la base-

de que interfiera con el mercado único. Además, en 1994 la Directiva de la UE de envases establece el máximo y mínimo de los objetivos de reciclado, mientras que los máximos nunca han existido en los EE.UU. Como resultado de ello, algunos Estados miembros se han visto obligados por Bruselas para limitar el alcance y la gravedad de sus reglamentos (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Históricamente, las políticas de reciclaje fueron hechas exclusivamente por los Estados miembros. En tal sentido, se daban conflictos entre estados miembros en cuanto a los programas de reciclaje, puesto que los envases producidos en un Estado miembro, de no cumplir con los requerimientos ambientales de otro Estado miembro, no podían ser vendidos en este último. Dinamarca fue uno de los Estados miembros que adoptó normas restrictivas sobre el manejo de los residuos de envases, por lo que desató una confrontación con la CE, siendo la segunda quien presentara una denuncia ante el Tribunal de Justicia Europeo (TJE); la decisión de la TJE sólo confirmó las disposiciones de la Ley danesa, puesto que la CE no tenía un programa concreto de reciclaje (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Posteriormente, al promulgarse la ley alemán de 1991 sobre envases, se dio un paso audaz hacia un "circuito cerrado" de economía, en la que productos son reutilizados en lugar de tirarse como desechos. Para ello, se establecieron metas obligatorias muy elevadas, lo que requirió que el 90 por ciento de todos los vidrios y metales, así como el 80 por ciento de papel, cartón y plásticos sean reciclables. A pesar de que la regulación alemana impactaba distorsionando la dinámica del mercado único, tuvo éxito su sistema de reciclaje, que inclusive implicó que se eliminaran los residuos sobre los vertederos en otros países. Ante tal circunstancia, la CE no se animaba a interponer una demanda ante la TJE, por temor a que se le considerara como anti-verde en sus intenciones, como ocurrió con la ley danesa (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Más tarde, la promulgación de la política de gestión de residuos se trasladó ahora al nivel de la UE. En 1994, y después de casi tres años de intensas negociaciones, una Directiva sobre residuos de envases fue adoptada por una mayoría cualificada de Estados miembros de la oposición, Alemania, los Países Bajos, Dinamarca y Bélgica. Un suceso más polémico, fue que la Directiva también estableció un máximo nivel: las naciones que-

desearan reciclar más del 65 por ciento de sus residuos de embalaje podría hacerlo, pero sólo si tenían las facilidades para utilizar sus productos reciclados, provocó la oposición. Sin embargo, la Directiva de los residuos de envases ha desempeñado un papel fundamental en el fortalecimiento de las regulaciones de residuos de envases y programas gran parte de Europa, particularmente en Gran Bretaña y el sur de Europa (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Alemania tiene propuestas para acabar con la causa de la obligación de la presión de la Comisión, pero, por ahora, sigue siendo un asunto legal pendiente. Esta disputa sobre los residuos de envases, encabeza la lista de los principales conflictos del mercado único identificado por la Comisión en 2003, y los resultados de muchos otros casos dependerán de su resolución (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En el 2004, la Comisión y el Parlamento Europeo, al hacer la revisión de la Directiva de envases de residuos de 1994, no sólo establecieron requisitos más estrictos en los objetivos de reciclaje, sino también diferenciaron estos objetivos, los materiales contenidos en los residuos de envases (tales como vidrio, metal, plástico y madera). En 2006, la Comisión recomendaron que los objetivos especificados en la enmienda de 2004, deben permanecer en vigor durante el tiempo de vigencia, en tanto que los nuevos miembros se ponen al día con estas normas (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

2.2.5 El cambio climático en Estados Unidos

Al hablar del cambio climático, se sabe que a priori, y tal como lo hemos venido analizando desde la teoría hasta los acuerdos internacionales sobre protección ambiental, este se considera un problema ambiental global, y que debe atacarse a nivel nacional, regional o global, lo cual se propone corroborar con la realidad estadounidense y, luego, la de la UE.

En los EE.UU., las emisiones de gases de efecto invernadero permanecen en gran parte no reguladas por el gobierno federal. En el 1990, la Administración Clinton participó en los esfuerzos de las Naciones Unidas para establecer un tratado que regule las emisiones de gases de efecto invernadero. No obstante, poco tiempo después de asumir el cargo, la administración de Bush declaró no apoyar el Protocolo de Kyoto. También se negó a-

proponer una normativa para las emisiones de dióxido de carbono, y en lugar de ello optó por alentar a la industria a adoptar metas voluntarias, a través de su iniciativa de cambio climático global (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

El Congreso tampoco ha adoptado ninguna legislación que establezca reducciones obligatorias en las emisiones de gases de efecto invernadero, aunque en 2007 lo hizo promulgar el fortalecimiento de la legislación de las normas de economía de vehículos de combustible, por primera vez en más de dos décadas. En 2009, un proyecto de ley el cambio climático estableció un límite de 72 años y el esquema de comercio para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero aprobado por los representantes de la Cámara de EE.UU., y la EPA de los EE.UU. ha reconocido que podría regular las emisiones de gases de efecto invernadero bajo la Ley de Aire Limpio federal. Mientras tanto, la falta de regulación federal ha creado un vacío político que algunos estados han llenado (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Para el informe 2002 se identifican nuevas leyes y órdenes ejecutivas que expresan la intención de reducir los gases de efecto invernadero, se han aprobado en aproximadamente un tercio de los Estados desde enero de 2000, y muchas de las nuevas propuestas legislativas están avanzando en un gran número de Estados. Nueva Jersey y California fueron los primeros estados de introducir iniciativas que se concentran en el cambio climático. Posteriormente, se dieron una serie de programas regionales denominados iniciativas climáticas, como el caso de la región Oeste, aunque fue poco desarrollada (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Durante el gobierno de Bush, la marcada divergencia entre las políticas estatales y federales en esta área condujo a una oleada de demandas. Dos importantes son: La primera fue presentada por fabricantes de automóvil contra el estado de California, ya analizada en el rubro de emisiones de vehículos de motor previamente. Manifiesta su intención de impugnar gases de efecto invernadero en California estándar en la corte federal, el presidente de la Alianza de Fabricantes de Automóviles argumentaba que "Las leyes federales y el sentido común prohíben a cada estado el desarrollo de su propia economía de combustible las normas" (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

La segunda demanda fue interpuesta contra el gobierno federal por varios estados, sobre todo como un desafío a la posición de la EPA, que carecía de autoridad para regular las emisiones de dióxido de carbono bajo el Mecanismo de la Ley de Aire. Inicialmente el caso fue desestimado, pero los peticionarios, que incluyó 12 estados, ciudades y territorios de los EE.UU., así como grupos ecologistas, pidió una revisión a la Corte Suprema de Justicia revisión y el resultado del caso histórico *Massachusetts v. EPA*, se decidió a favor de los peticionarios en 2007. En su decisión, el Tribunal Supremo consideró que "debido a gases de efecto invernadero encajan bien dentro de la definición de gran capacidad de la Ley de contaminante del aire, la EPA tiene autoridad legal para regular de emisiones de esos gases de los vehículos de motor nuevos. Dos años más tarde, la EPA oficialmente reconoció que había motivos legales y científicos para regular las emisiones de gases de efecto invernadero (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En una línea paralela, California había solicitado una "exención Ley de Aire Limpio" llamada de la EPA en para aplicar su ley 2002. Después de negaciones y peticiones insistentes, en última instancia, el gobierno de Obama pidió a la EPA que revisara su decisión, por lo que después de que a California se le concedió la exención en junio de 2009. La decisión de exención ha dado señales de una mejora de las relaciones entre los estados y el gobierno federal sobre el tema del cambio climático (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Así, en contraste a los desarrollos en el área de residuos de envases, la falta de regulaciones federales para la las emisiones de gases de efecto invernadero se ha convertido en un tema político en los EE.UU.. Claramente, el tema del cambio climático es mucho más políticamente prominente en los EE.UU. de lo que es el tema de los residuos de envases. Por último, mientras que los residuos de envases puede ser visto como un problema que puede abordarse de manera eficaz a nivel local o estatal, el clima global claro que no puede cambiar, incluso los esfuerzos de regulación de los estados más ambiciosos tendrán poco impacto sobre el cambio climático global en la ausencia de regulaciones federales que impongan límites a las emisiones de dióxido de carbono las emisiones a lo largo de los EE.UU. (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

2.2.6 El cambio climático en la Unión Europea

Contrariamente, la UE y los distintos Estados miembros de la UE han participado activamente en el desarrollo de políticas de mitigar el cambio climático. En la década de 1990, varios países (entre ellos Finlandia, los Países Bajos, Suecia, Dinamarca y Alemania) habían adoptado o estaban por aprobar los impuestos sobre el dióxido de carbono o de más energía. Les preocupaba que dichos impuestos debilitarían el mercado único, por lo que la Unión Europea trató de establecer un impuesto europeo de la energía de la propuesta de la UE de 1992 para una combinación de impuesto sobre las emisiones de dióxido de carbono y energía, con el objetivo de reducir las emisiones totales de la UE para el año 2000, a los niveles de 1990. Sin embargo, esta propuesta fue rechazada con vehemencia por el Reino Unido, que estaba en contra de las políticas fiscales a nivel europeo, y en menor medida por Francia, que quería un impuesto de emisiones de dióxido de carbono en lugar de sólo el impuesto combinado. Para 1997, la Comisión propuso de nuevo una directiva para armonizar y, a través del tiempo, aumentar los impuestos sobre la energía en la UE, que resultó esta vez en su aprobación (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

En marzo de 2002, el Consejo de Ministros aprobó por unanimidad un instrumento legal que obliga a cada Estado en ratificar el Protocolo de Kyoto, y que posteriormente se llevó a cabo. Entre una de las medidas de reducción de emisiones fundamentales planteadas por la UE, la emisiones de comercio toma importancia. La Unión Europea propuso una directiva para un sistema de comercio de emisiones nacionales y la armonización los arreglos dentro de la Comunidad en 2001. La Directiva entró en vigor el 25 de octubre de 2003, la creación del primer sistema internacional de comercio de emisiones en el mundo, el Sistema de Comercio de Emisiones (ETS por sus siglas en Inglés) (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Cabe mencionar, que los esfuerzos a nivel europeo han sido paralelos a una serie de iniciativas de políticas de estados miembros. Entre los primeros esfuerzos fue una iniciativa de Alemania en la que una comisión de gobierno estableció la meta de reducir las emisiones de dióxido de carbono en un 25 por ciento para el año 2005 y el 80 por ciento en 2050, aunque estos objetivos se relajaron posteriormente debido a las

preocupaciones sobre los costos; de 2002 a 2006, el Reino Unido funciona unas emisiones voluntarias de gas invernadero al comercio, involucrando a cerca de cincuenta sectores industriales, que sirvió como piloto para el actual ETS de la UE. El gobierno británico, al igual que su homólogo alemán, han respaldado oficialmente muy ambiciosos objetivos para la reducción de las emisiones de dióxido de carbono (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Asimismo, otros países, como Francia, Bélgica y los Países Bajos, han establecido una compleja gama de políticas, incluidos los incentivos financieros para la compra de vehículos más eficientes en combustible, las inversiones en energías alternativas, los cambios en las políticas de transporte, los acuerdos voluntarios con la industria, y el uso limitado de los impuestos sobre la energía. En 2002, Dinamarca aprobó una ley para la eliminación de tres gases de efecto invernadero industrial controlados por Kyoto (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Con la finalidad de utilizar una gestión de la demanda y las medidas de eficiencia energética para la protección del medio ambiente, incluyendo la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, la UE emitió una Directiva específica frente a la eficiencia energética en 2006. Tal Directiva requería de planes de acción a cinco años a desarrollar por la Comisión para lograr el objetivo de la UE de un 20 por ciento de reducción en el consumo de energía primaria en 2020, y ha establecido un objetivo de ahorro de energía indicativo del 9 por ciento que se alcanzó en los nueve años (es decir, el 1 por ciento anual), a partir de 2008 (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

La Directiva permite que cada miembro desarrolle su propio plan de acción nacional para alcanzar este objetivo (o mejor). No obstante, como esta Directiva no es jurídicamente vinculante, la participación y la adhesión de los Estados miembros sigue siendo desigual. Uno de los mecanismos de ahorro de energía con el apoyo de la Directiva consiste en el uso de certificados transables blancos. Este es un mecanismo de mercado en los que el ahorro de energía están certificados y se transforman en los llamados certificados negociables blancos que pueden ser negociados en un mercado secundario, similar a las prestaciones en un sistema de comercio de emisiones (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Algunos miembros de la UE (por ejemplo, Francia, Italia y Reino Unido) han experimentado con los mercados de certificados blancos, pero el carácter voluntario de los objetivos de eficiencia energética en toda la UE, los planes de acción fragmentada de los Estados miembros en ahorro energético y los desafíos, que implican las interacciones entre los mercados de certificados negociables blancos, los certificados verdes (o certificados de energía renovable) y el mercado de las prestaciones de gases de efecto invernadero, han limitado hasta ahora el desarrollo (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Otro ejemplo de la regulación centralizada de la UE en el cambio climático implica emisiones de dióxido de carbono los vehículos de pasajeros. A partir de 1999, la UE ha obligado a todos los automóviles nuevos vendidos en la UE mostrar las etiquetas que indican su eficiencia de combustible y las emisiones de dióxido de carbono (Voguel, Toffel, Post, & Uludere, 2010).

Finalmente, el problema ambiental del cambio climático como cuestión global, no se cierra a estándares centralizados para regular las emisiones de gases de efecto invernadero, ya que en el caso de la Unión Europea donde se argumenta la defensa a las distorsiones al mercado único que puedan provocar políticas nacionales por parte de los estados miembros, se consideran esfuerzos coadyuvantes por parte de los estados miembros a sus iniciativas de lucha contra las emisiones de gas de efecto invernadero, más no como una confrontación entre la Comunidad Europea y los Estados miembros. Por otro lado, se ha tenido muy presente que para lograr objetivos más elevados, la aplicación de impuestos sobre dióxido de carbono y sobre energía fueron esenciales para las metas de Kioto, por lo que se aduce que tanto el cúmulo de ideas y criterios expresados en la Reforma Fiscal Verde y el Protocolo de Kioto, guían significativamente las acciones tomadas en los niveles nacionales y supranacionales al tratarse de un problema de enormes dimensiones territoriales y ambientales.

2.3 Tributación ambiental en el contexto internacional

2.3.1 Impuestos ambientales en la esfera internacional

Salas (2007) realiza una aproximación sobre los orígenes de la inclusión de los impuestos a las políticas ambientales en la escala mundial, la cual toma muy en cuenta la evolución de los acuerdos internacionales sobre protección medioambiental que se han presentado al principio de este capítulo, pero enfatizando en mayor grado la relevancia que han ido tomando las reformas fiscales ecológicas o verdes, en el sentido de que los gobiernos utilizan cada vez más las cargas e impuestos ambientales para lograr el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental nacional y para “internalizar” los costos internos de la protección del medio ambiente (Salas, 2007).

En tal sentido, se considera importante mencionar la experiencia en la implementación de los instrumentos económicos en la política ambiental en los países de la OCDE, los cuales se caracterizan por tener una rápida evolución y por el desarrollo de una gran variedad de instrumentos derivados de la combinación de sistemas en cada país, cuyo diseño e implementación de impuestos ambientales se ha expandido en las últimas dos décadas (Salas, 2007).

Por tal motivo, en los años setenta los instrumentos económicos se utilizaban de manera ocasional, siendo los casos más significativos aquellos sistemas de gestión del agua en Francia y Holanda. Un estudio de la OCDE, que considera catorce países, señala que en 1987 existían 150 casos de instrumentos económicos ambientales, de los cuales 80 eran cargos o impuestos. Desde entonces, los impuestos ambientales han crecido en número y en importancia. Entre los años 1987 y 1993 el uso de los instrumentos económicos creció un 50% en los países nórdicos: Finlandia, Noruega y Suecia (Salas, 2007). Tal evolución se logra apreciar en la siguiente tabla:

Tabla 1: Evolución de los instrumentos económicos en los países de la OCDE

1970s	1980s	1990s	2000s
Cargos a usuario	Destino específico ambiental a cargos e impuestos	Incentivos fiscales y modificaciones ambientales a impuestos	Impuestos verdes y Reforma Fiscal Ambiental (Europa)
		Permisos intercambiables de emisiones (EUA)	

Fuente: (Jean Phipippe Barde, 2005, OCDE; Salas, 2007).

La tabla de arriba ilustra la evolución temporal de los impuestos ambientales (Barde, 2005; Salas, 2007). Desde la década de los noventa, en los países de la OCDE hubo un aumento considerable del uso de instrumentos económicos para la protección del medio ambiente, dichos instrumentos tuvieron una evolución que significó pasar de gravámenes a usuarios en los setenta a gravámenes/impuestos con afectación específica en los ochentas, hasta incentivos fiscales en los noventas, para finalmente dar pie a la reforma fiscal ambiental a partir del año 2000 (Salas, 2007).

Las denominadas reformas fiscales ambientales, en su mayoría se basaron en las tres líneas siguientes: i) reducción o eliminación de subsidios ambientalmente nocivos, incluidos el gasto público directo, el sostenimiento de los precios del mercado y las exenciones, así como de otras medidas relacionadas con los impuestos ambientales que pudieran afectar negativamente al medio ambiente; ii) reestructuración de los impuestos existentes conforme a criterios ambientales; y iii) introducción de nuevos impuestos ambientales (Barde, 2005; Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

A pesar de que los impuestos ambientales han ido adquiriendo importancia, aún representan un porcentaje pequeño de la recaudación nacional e incluso han caído. Desde 1994 y hasta 2007 la recaudación de impuestos verdes ha significado alrededor de 7.0 por ciento de los ingresos tributarios totales en los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Sin embargo, en países como Dinamarca, Corea, Holanda y Turquía los impuestos ambientales como proporción de la recaudación total se encuentran por encima del-

promedio de los países de la OCDE; mientras que en Canadá, México, Nueva Zelanda, Polonia y Estados Unidos están por debajo y han experimentado una caída significativa (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

El caso de América Latina es diferente al de los países europeos y de la OCDE en la medida que el desarrollo institucional que comenzó en la década de los noventa no fue acompañado de una transferencia de los recursos financieros y técnicos necesarios para implementar sistemas nacionales de gestión ambiental, y en la mayoría de los casos todavía está pendiente la construcción de una plataforma jurídico-institucional apropiada que posibilite una colaboración operativa entre la autoridad fiscal y las autoridades ambientales (Acquatella y Bárcena, 2005: 21; Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Desde la década de los noventa, en los países de la OCDE hubo un aumento considerable del uso de instrumentos económicos para la protección del medio ambiente, dichos instrumentos tuvieron una evolución que significó pasar de gravámenes a usuarios en los setenta a gravámenes/impuestos con afectación específica en los ochentas, hasta incentivos fiscales en los noventas, para finalmente dar pie a la reforma fiscal ambiental a partir del año 2000 (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Como objetivos fundamentales, las recaudaciones por estos conceptos se han utilizado para invertir en la conservación y restauración de los recursos naturales y la disminución de otros impuestos al capital como política motivadora de las actividades económicas (Serrano Antón, 1997). Con base a la evolución cronológica mencionada por Barde (2005), la utilización de los instrumentos fiscales ambientales en los países que integran la OCDE son los siguientes (Salas, 2007):

- Finlandia, crea un impuesto al carbón, disminuyendo además el impuesto sobre la renta y las contribuciones al seguro social.
- Noruega, instauró en 1991, un impuesto al CO₂ (dióxido de carbono), que se amplía progresivamente hasta cubrir el 64% de las emisiones de CO₂, complementando esta política con la disminución al impuesto sobre la renta.

- Suecia, realizó una reforma fiscal ambiental en 1991, los impuestos al CO₂, al azufre y a los NO_x (óxidos de nitrógeno), se traducen en una reducción significativa del impuesto sobre la renta.
- Dinamarca, aprueba en 1992, impuestos al carbón en los combustibles, “paquete energético” (1995-2002) y otros impuestos verdes. Todos ellos con destino específico.
- Países bajos, se decretó en 1992, el “decreto general de protección ambiental” donde algunos cargos se convirtieron en impuestos con destino específico con excepción del cobro del agua, entre los años 1992 al 2001 se llevó a cabo la “reforma fiscal ambiental”. En 1996 se impuso un impuesto energético en pequeños usuarios y otros impuestos verdes; a cambio se redujo el impuesto sobre la renta y las contribuciones al seguro social.
- Francia, inicia en 1999, la reforma fiscal ambiental que sustituye derechos por impuestos con destino específico (excepto derechos de uso de agua). Se decretaron impuestos de energía a la industria, los cuales fueron rechazados por el congreso en el 2000.
- Alemania, inició su reforma fiscal ambiental en 1999; se incrementaron los impuestos a combustibles minerales, fósiles y electricidad; se redujeron las contribuciones al seguro social.
- Italia, su reforma fiscal ambiental abarca de 1999 al año 2005 y se reestructuraron los impuestos a los minerales y combustibles fósiles. Se incrementaron los impuestos a la gasolina, diesel, carbón, aceites, gas, y actualmente, está en proceso una reducción a los impuestos al trabajo.
- El Reino Unido estableció en 1997 un impuesto a los combustibles para el transporte que ha tenido un incremento real del 3-6%. En abril del 2001 se decretó en ese país un pago de cargos por concepto de cambio climático (uso comercial de la energía). Actualmente existe otro impuesto relacionado con el medio ambiente, que es el impuesto a basureros (1996). Redujo la contribución de los trabajadores al seguro social.
- Impuesto Internacional: propuesta de un impuesto al CO₂ en la Unión Europea. Actualmente, en Europa se discute la creación de un impuesto al CO₂. En 1991 la propuesta fue rechazada por el Consejo de la Unión Europea. En 1997 se hizo una nueva propuesta para determinar tasas mínimas de impuestos. En esta iniciativa-

se establece la inclusión de todos los productos energéticos, por lo que se eliminan las exenciones, y además, como consecuencia, en algunos países se elevaría la tasa mínima de impuesto. Durante el año 2000 se presentó un documento que propone la comercialización de emisiones. En el año 2001 se habla de inducir a la cooperación.

En la actualidad, las reformas fiscales ecológicas en los países miembros de la OCDE, se han caracterizado por mostrar resultados neutrales en la recaudación. Es decir, que se aplican impuestos o cargos ambientales, mientras que se eliminan o reducen otros impuestos (ISR o Impuestos al trabajo) (Salas, 2007).

Por otra parte, Acquatella, Gómez y Lerda (2003), ofrecen explicaciones respecto a que las instituciones reguladoras en materia ambiental en América Latina y el Caribe enfrentan el reto decreciente de diseñar instrumentos de gestión ambiental que puedan ser efectivos y económicamente eficientes en el logro de las metas ambientales que se han trazado los países a nivel nacional y local. Quizás suene redundante, pero las medidas regulatorias tradicionales sobre la protección ambiental se han quedado en ideales quiméricos en muchas ocasiones, por lo que esto permite traer a colación y resaltar la necesidad de medidas más activas o agresivas para evitar el deterioro ambiental tanto a nivel local como a nivel nacional, de acuerdo a los objetivos de las distintas naciones. Tales medidas agresivas, deben encontrar los argumentos necesarios en la Reforma Fiscal Verde, que también mantiene la premisa de lograr una mejor aceptación pública-política (Salas, 2007).

Adicionalmente, frente al entorno de restricción fiscal que enfrenta la mayoría de los países de la región de América Latina y el Caribe, las autoridades ambientales ven limitadas sus posibilidades de fortalecer su capacidad mediante mayores asignaciones presupuestales, por lo que deben explorar opciones de autofinanciar los avances en la gestión ambiental (Salas, 2007).

Por último, en la experiencia de los países de la OCDE, la Reforma Fiscal Verde como modelo integral de fiscalidad ambiental, ha tomado gran relevancia e intensidad en las metas de gestión ambiental, puesto que sigue los principios de desarrollo sostenible, en-

tanto que países que han aplicado impuestos ambientales sin formar parte de una propuesta global de RFV, como Bélgica, Estados Unidos y Suiza, en ninguno de estos casos, sin embargo, los cambios referidos han formado parte de un modelo integral de reforma fiscal, lo que ha limitado su intensidad y relevancia (Gago, 2002).

2.3.2 Imposición autonómica: el caso de España

Se podrá apreciar en la tabla 2, sobre la imposición ambiental autonómica en España, que en cuanto a los cánones de saneamiento de agua, se han aplicado en 12 comunidades autonómicas desde 1984, siendo el impuesto ambiental más aplicado.

Tabla 2: Imposición ambiental en comunidades autonómicas

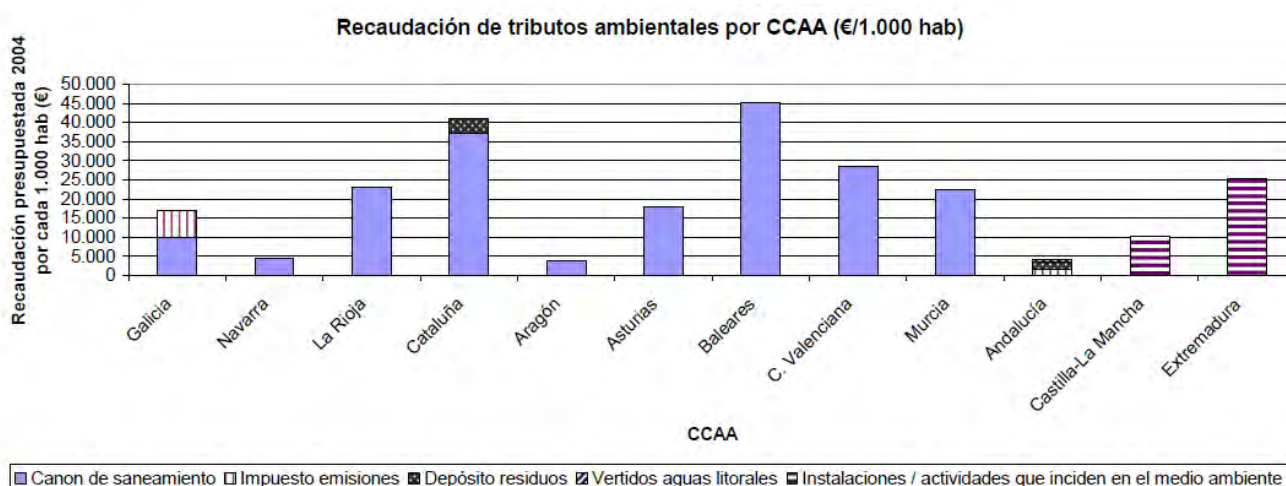
	canon saneamiento/ agua	canon vertidos líquidos	impuesto emisiones atmósfera	impuesto instalac.	impuesto productos energet.	canon residuos	impuesto depósito residuos peligrosos
Andalucía		1994	2003				2003
Aragón	1997						
Asturias	1994						
Baleares	1991			1991 (i)			
Canarias		1987 (*)			1986		
Cantabria	2002 (*)						
Castilla-L							
Castilla-M	2002 (*)		2000		2000		2000
Cataluña	1981					2003	
C. Valenciana	1992						
Extremadura				1997			
Galicia	1993		1995				
La Rioja	1994						
Madrid	1984					2003	
Murcia	2000	1995 (*)	1995 (*)			1995 (*)	
Navarra	1989						
País Vasco							

Fuente:Gago y Labandeira (2004).

Por lo que respecta al gráfico 2, es posible percatarse que la mayoría de las comunidades autonómicas tienen recaudaciones por concepto del establecimiento de cánones de saneamiento de agua, y que la comunidad de Baleares es la que más recauda bajo este concepto, mientras que la comunidad de Aragón es la que menos recauda. Sobre el-

impuesto a emisiones, este es bastante significativo en Galicia, y demasiado reducido en Andalucía, en tanto que en el resto de las comunidades se observa una nula recaudación por este concepto. Por su parte, los depósitos de residuos solamente se observan, y muy poco significativos en Cataluña y Andalucía. Sobre vertidos de aguas litorales no se alcanza a observar alguna participación, y finalmente por lo que concierne a las instalaciones/actividades que inciden en el medio ambiente, aunque solamente encontremos participaciones en Castilla y en Extremadura, la recaudación es importante en ambas.

Gráfico 2: Recaudación de tributos ambientales por las CCAA



Fuente: Gago y Labandeira (2004)

Las reflexiones que realiza Gago et al. (2004) van enfocadas a resaltar las deficiencias y las promesas que se presentan en la imposición ambiental subcentral, esto es, que por “la actitud refractaria del sistema fiscal central y siguiendo por las dificultades (legales y prácticas) para aplicar estos tributos en el ámbito local. Además, la sensación de descoordinación es evidente, ya que los tributos ambientales varían fuertemente entre los distintos territorios y además no se corresponden generalmente con las responsabilidades ambientales asignables a un gobierno subcentral” (Gago, Labandeira, Picos, & Rodríguez, 2004).

En tal contexto, continúa Gago et al. (2004), “nuestras reflexiones y recomendaciones de cara al futuro pueden ordenarse en cuatro grandes asuntos: (i) la coordinación; (ii) actuaciones en la fiscalidad energética; (iii) posibilidad de reformas fiscales verdes y (iv)-

otros campos potenciales. Respecto a la coordinación, en primer lugar creemos recomendable una asignación jurisdiccional que sea lo más eficiente posible. Por tanto, tributos sobre problemas globales deberían asignarse al gobierno central, quedando en manos de los gobiernos subcentrales aquéllos de un perfil espacial más reducido. En segundo lugar, una cierta armonización territorial parece deseable, quizá en forma de una ley de bases que deje abundante autonomía a las unidades subcentrales, de forma que se limite la fuerte conflictividad existente en la actualidad entre gobiernos de distinto nivel. En tercer lugar, es necesario evitar una sobrerregulación fiscal sobre determinados sectores que ya soportan otras medidas ambientales de control, por ejemplo a través del mercado de comercio de emisiones recientemente creado en la UE (Gago, Labandeira, Picos, & Rodríguez, 2004).

CAPÍTULO III. PANORAMA FISCAL-AMBIENTAL DE LA APLICACIÓN DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA GESTIÓN DEL AGUA EN MÉXICO.

El presente capítulo tiene como objetivo específico comprender el proceso de descentralización fiscal-ambiental en México bajo un esquema de desarrollo institucional, donde la coordinación entre el gobierno central y los gobiernos locales haya permitido direccionar los objetivos de la política ambiental, en este caso, en la aplicación de instrumentos económicos sobre la gestión ambiental del agua.

Para el logro de tal objetivo el capítulo III se divide en 3 apartados, en los cuales se precisarán o contrastarán los puntos de vista de los distintos enfoques teóricos, anotados en el primer capítulo, con la evidencia que provee la experiencia internacional atendida en el segundo capítulo, y de los que proporcione el contexto nacional en esta fase de la investigación.

En el primer apartado, es indefectible, dado el objetivo del capítulo en curso, comprender la evolución que ha tenido el federalismo fiscal en México, mediante la revisión de las aportaciones realizadas a la literatura empírica, con la finalidad de apreciar cómo ha ido fortaleciéndose la autonomía fiscal de los gobiernos locales en cuanto a la generación de-

ingresos propios, y la capacidad y margen de atender las necesidades locales mediante el gasto público total local³.

En el segundo apartado se aborda la situación de la política ambiental mexicana con un vistazo a su legislación ambiental y la evolución hacia un esquema institucional descentralizado; posteriormente, es importante realizar una revisión sobre la aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental mexicana, así como conocer, en su caso, qué tipos de impuestos ambientales existen y cuánto se recauda por ellos.

Y en el tercer apartado se pretenden identificar las instituciones que juegan un rol importante y fundamental en la gestión del agua, a fin de comprender el marco institucional y su funcionalidad de forma global en México, considerando de igual manera el esquema de descentralización; asimismo, se analizan algunas variables relevantes sobre la gestión del agua bajo los criterios de descentralización institucional, económicos y ambientales.

3.1 Federalismo fiscal mexicano

3.1.1 Antecedentes

No fue hace mucho, que el gasto federal fue significativamente superior al de los gobiernos locales. Comprende desde 1998 y como resultado de los procesos de descentralización recientes, que los gobiernos locales ejercen más recursos que la federación, a través de las transferencias que ésta otorga para financiar múltiples servicios. Los recursos transferidos no se traducen necesariamente en mayor poder discrecional para los gobiernos locales (Merino, 2001), en tanto que pueden ser condicionados a aplicarse a ciertos rubros bajo determinados criterios de gasto.

La federación realiza un gasto variado en las entidades, bien sea directamente a través de inversión pública federal o, bien sea, en la prestación de algunos servicios. El monto de la inversión pública federal presenta variaciones de año en año y entre estados, y su-

³ Entiéndase gasto público total local, en esta investigación, el ejercido con las bases de ingresos propios y los ingresos transferidos por la federación a los gobiernos locales.

asignación se define de manera relativamente independiente del gasto que las entidades consideran prioritario en un momento dado, obedeciendo más bien a los planes y programas de las secretarías de estado federales y a factores políticos o (Merino, 2001) o presiones empresariales.

También surge otro tipo de gasto, llamado bipartita, que es el que realizan conjuntamente estados y federación. Ejemplo de ello, es el gasto en las universidades estatales, en donde la federación y cada estado otorgan recursos en una proporción relativamente estable, pero que varía de estado a estado. Destaca, por otra parte, el gasto referente a los Convenios de Desarrollo Social (CEDES), aplicado a algunos proyectos de desarrollo urbano, obra pública y ciertos programas sociales en donde vienen atados a una contribución por estados o municipios, cuyo monto varía de acuerdo con negociaciones bilaterales (Merino, 2001).

Desde 1996 se dieron cambios a los CEDES. Uno fue la introducción de fórmulas transparentes para la distribución de ciertos recursos federales para el desarrollo social, relacionadas con índices de pobreza, marginación y rezago. Entre los demás cambios significativos se presentó la reducción de las aportaciones estatales para ciertos programas y, en principio, mayor poder discrecional para los gobiernos locales en la elección de proyectos que serán financiados por este medio (INDETEC, 1997; Merino, 2001).

No obstante, continúa Merino (2001), según algunos funcionarios estatales, si bien estados y municipios buscan influir en el objeto de dicho gasto, muy seguido han de atenerse a los criterios que determinen las secretarías de estado federales responsables de la asignación de los recursos, lo que redundaría en que no se gaste necesariamente en lo que los estados o municipios consideren como lo de mayor importancia. Los compromisos de gasto que derivan de los CEDES implican para las entidades una reducción en la capacidad para decidir discrecionalmente su gasto, financiado principalmente por participaciones y por los ingresos propios (Díaz, 1997; Merino, 2001).

El gasto descentralizado como mayor componente del gasto federal en los estados, se realiza a través de la transferencia de los recursos a las autoridades estatales para su-

ejercicio en áreas específicas en las cuales se ha llevado a cabo un proceso de descentralización de funciones que previamente ejercía directamente la federación en los estados. Para Merino (2001), el caso más notable es el de la educación básica por el monto de los recursos humanos y materiales involucrados, y por el impacto en las finanzas estatales, aunque también se han llevado a cabo reformas similares para ciertos servicios de salud y de desarrollo social (Merino, 2001). Aquí se nota que el tema del medio ambiente como un rubro de gasto público descentralizado no se toma en cuenta como los temas sociales, pero que se manejan de otro modo como ya se verá más adelante en el tema de la descentralización ambiental en México.

3.1.2 Panorama del federalismo fiscal sobre el ingreso y el gasto.

Como se ha venido tratando en el primer capítulo, lo fundamental de incluir el tema del federalismo fiscal, antes de adentrarnos a abordar el tema de la tributación ambiental de forma descentralizada, es que será útil para conocer cuál ha sido el avance en México sobre la delegación de responsabilidades fiscales del gobierno federal hacia los gobiernos locales, es así que se podrá observar en qué aspectos se ha fortalecido la autonomía fiscal en el contexto sub-nacional y, por tanto, tomar perspectiva sobre la recaudación vía impuestos en este nivel.

Muchos autores han escrito sobre el federalismo fiscal mexicano desde diferentes ópticas, pero coincidiendo en la interpretación de datos así como en propuestas. Tales autores han analizado las limitaciones a mantener un sistema fiscal centralizado y los avances en el sentido de la descentralización de responsabilidades de ingresos y de gasto hacia los gobiernos locales.

Hernández y Chávez (1996), hacen comentarios respecto a que en la actualidad, las entidades federativas son productoras de muchos bienes y servicios públicos, pero sus fuentes de financiamiento son limitadas. Asimismo, una proporción importante de la inversión que se realiza en las entidades federativas las lleva a cabo la federación. Se concluye, entonces, que se deben cumplir ciertas condiciones previas al inicio del federalismo fiscal, pues este es un proceso a largo plazo, y que no se le debe concebir como el fin, sino como un instrumento que eficiente el gasto (Hernández & Chávez, 1996)

Por lo que refiere a Sobarzo (2005), éste considera que habiendo una república federal en México, los tres niveles de gobierno (Federación, Estados y municipios) cuentan con cierto grado de autonomía en asuntos de recaudación y en la aplicación del gasto, sin embargo esta se ve limitada por un excesivo nivel de concentración o centralización de las funciones de gobierno, cabe mencionar que respecto al ingreso, el gobierno federal participa con 79.9%, los estados con 15.5 % y los municipios con 4.6%, mientras que por el lado de la proporción del gasto, estos lo hacen con 76.1%, 19.8% y 4.1% respectivamente (Sobarzo, 2005).

En cuanto a Merino (2001), considera que “cualquier intento de reforma fiscal hacia el futuro debe venir acompañado de un planteamiento ambicioso de reformas al sistema de relaciones fiscales intergubernamentales, ya que es muy difícil pensar que los gobiernos estatales acepten mayores capacidades tributarias sin involucrar, también, al gobierno federal. Se teme darles mayores responsabilidades de gasto a los gobiernos locales, que en vez de incentivarlos reduzcan su nivel de captación de ingresos propios. Con las reformas debe buscarse que todos ganen, no es una guerra de estados contra federación, puesto que ambos tienen un objetivo firme, el bienestar social” (Merino, 2001).

En resumen, los autores sacan a relucir los problemas que toma en cuenta la teoría del federalismo fiscal, en el sentido, de que los gobiernos subnacionales carecen de fuentes de financiamiento suficientes; que en el gasto descentralizado a los gobiernos locales, el mayor porcentaje lo sigue transfiriendo el gobierno federal; y que el gasto público de México sigue centralizado en un porcentaje elevado. A todo lo anterior, la teoría federalismo fiscal ya analizada, nos dice que es benéfico que los gobiernos locales tengan mayor autonomía fiscal para atender de mejor manera los problemas o las necesidades locales; y que cuando las transferencias del gobierno federal a los gobiernos locales es elevada, como el casi 80% de los ingresos generados por la federación, la conducta de las autoridades federales tiende a ser adversa, puesto que no son los recursos directos recaudados de la comunidad que elige o evalúa a sus gobernantes en el manejo de las finanzas públicas. Aún falta por avanzar en el federalismo fiscal, tanto en permitir el acceso de los gobiernos locales a otras fuentes de financiamiento, cómo en incrementar el nivel de desempeño de las instituciones gubernamentales subnacionales para realizar-

un manejo de las finanzas públicas y, por tanto, atender con mayor eficiencia las necesidades de la comunidad local.

3.2 Política ambiental de México y su descentralización.

3.2.1 Antecedentes

Es bien sabido que el gobierno mexicano se estructura sobre la base de los principios de una República representativa y federal, compuesta por tres niveles de gobierno que son: el federal, el local o estatal y el básico, correspondiente a los municipios. Esto resulta fundamental para precisar cómo se distribuyen las competencias en materia ambiental, conforme a la legislación mexicana.

En México, la experiencia ambiental se remonta al 23 de marzo de 1971, al promulgarse la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental. En este primer momento, en enero de 1971, se reformó la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en el artículo 73 fracción XVI 4a, que se otorga al Consejo de Salubridad General las facultades necesarias para dictar las medidas para prevenir y combatir la contaminación ambiental (Vargas, 2002).

Teniendo en cuenta el fundamento anterior, se derivaron diversos reglamentos, los que culminaron con el Programa Integral de Saneamiento Ambiental, de mayo de 1980, de lo que surgen, además, las funciones de los tres órganos que tuvieron como misión específica la protección del ambiente: el Consejo de Salubridad; la Comisión Intersecretarial de Saneamiento Ambiental y la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente dependiente de la Secretaría de Salubridad y Asistencia (Vargas, 2002).

Más tarde, se publicó en el Diario Oficial de la Federación del 11 de enero de 1982, la Ley Federal de Protección al Ambiente, la cual profundizó en más aspectos ambientales que la ley que le precede, con un panorama más amplio y enfatizando en el otorgamiento de toda la fuerza punitiva de una regulación que permitió prevalecer el interés público y social en la procuración de un ambiente limpio y sano (Vargas, 2002).

Dado del proceso de reformas a los artículos 27 y 73 Constitucionales, se tuvo como resultado la apertura a una nueva legislación denominada Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), publicada en el Diario Oficial de la Federación del 28 de enero de 1988, y sus modificaciones del 13 de diciembre de 1996. Cabe adicionar, que tal norma federal es la que rige hasta la actualidad, pero ya con algunas precisiones más desde publicación (FAO, 2002).

3.2.2 Normatividad o Legislación ambiental

En México ha habido un desfase entre la emisión de la legislación ambiental y la creación de instituciones que tuvieran como prioridad la aplicación de esta legislación. Como ya se ha tratado en el anterior punto, la legislación ambiental evoluciona resumidamente en tres leyes: La primera ley de carácter ambiental en nuestro país fue la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental (1971); la Ley Federal de Protección al Ambiente y cinco años más tarde (1982); la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (1988). La última era aplicada y administrada por la ex Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) por conducto del Instituto Nacional de Ecología (INE) (FAO, 2002).

Al hacerse la inclusión del INE en una secretaría encargada de atender los problemas derivados del crecimiento industrial y demográfico en las grandes ciudades, resalta la orientación urbano industrial de los planteamientos ambientales: calidad del aire en las grandes urbes y contaminación del agua por descargas industriales y municipales (FAO, 2002). Aquí cabe retomar la idea central de este estudio, que es la de aplicar desincentivos o desestímulos por medio de instrumentos económicos a fin de reducir el nivel de consumo del agua a nivel local y, por tanto, reducir el nivel de descargas de aguas residuales, por lo que el INE es una institución relevante por el lado de la gestión ambiental del agua, pero a nivel federal. En el siguiente y último capítulo, se podrá observar el impacto que tiene una variación de la tarifa del sector industrial sobre el nivel de consumo de agua potable y, entonces, tener conclusiones sobre la atención a problemas de contaminación ambiental sobre el recurso hídrico.

Dentro de la sintonía de los avances en la normatividad institucional ambiental, en 1994 se crea la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP),-

con lo cual se integran bajo el mismo sector los recursos naturales, la biodiversidad, la atención a los residuos peligrosos y a los problemas ambientales urbano industriales (FAO, 2002).

En ese tenor, la SEMARNAP publica el Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 1995-2000, cuyo objetivo general era frenar las tendencias de deterioro del medio ambiente y promover el desarrollo económico y social con criterios de sostenibilidad. Se planteaba hacer operativo y viable este Programa a partir de un conjunto de instrumentos de política ambiental (FAO, 2002).

Tales instrumentos de política ambiental se traducían en quince estrategias que incluían: 1) protección de áreas naturales, 2) regulación directa de la vida silvestre, 3) ordenamiento ecológico del territorio, 4) evaluación del impacto ambiental, 5) estudios de riesgo, 6) normas oficiales mexicanas, 7) regulación directa de materiales y residuos peligrosos, 8) evaluación de riesgo, 9) regulación directa de actividades industriales, 10) autorregulación, 11) auditorías ambientales, 12) instrumentos económicos, 13) criterios ecológicos, 14) información ambiental, educación e investigación y 15) convenios, acuerdos y participación (FAO, 2002).

Se resalta entre las quince estrategias, la de los instrumentos económicos, que se puede decir que refieren a los orígenes teóricos de la economía ambiental. En ese sentido, se menciona que en el mismo Programa se menciona diez instrumentos económicos a los cuales se les atribuyen una serie de ventajas que contrastan con su inexistencia o con la pobreza de su aplicación en la práctica. Los instrumentos mencionados son: 1) impuestos y derechos ambientales, 2) mercados de derechos transferibles, 3) sobrepagos para generar fondos en fideicomiso, 4) sistemas de depósito-reembolso, 5) fianzas y seguros, 6) derechos de uso de recursos e infraestructura, 7) contratos privados, 8) licitaciones en el sector público, 9) derechos de propiedad y 10) concesiones (FAO, 2002)

Antes de adentrarnos a los tipos de impuestos ambientales en México como parte de las estrategias ya mencionadas, se propone seguir el orden de describir el proceso de descentralización ambiental en México, donde observaremos la evolución desde las perspectivas normativas e institucionales.

3.2.3 Descentralización ambiental en México

La descentralización de la gestión ambiental en México se inició en 1996 con un programa explícitamente diseñado para tal propósito por la SEMARNAP. Más allá de los convenios de buena voluntad firmados entre la Federación y los estados, para 1999 era evidente que en la práctica el proceso no funcionaría con éxito de persistir la limitada capacidad institucional en materia ambiental por parte de los gobiernos estatales. Entre otros factores dicha deficiencia estaba fuertemente asociada a la falta de recursos humanos, financieros y técnicos (Guevara, 2003).

Para hacer frente a esta limitante se desarrolló un programa para fortalecer la capacidad institucional para la administración ambiental en el ámbito local. Es así como surge el Programa de Desarrollo Institucional Ambiental (PDIA) que inicia sus operaciones en el año 2000. De manera paralela, fueron desarrollándose otros esfuerzos para el fortalecimiento de las instituciones, tales como las Comisiones mixtas para la descentralización, la Agenda municipal para el manejo ambiental integral, y un Sistema de fondos ambientales, entre otros (Guevara, 2003).

Desde una óptica global, la estrategia inicial para la descentralización de la administración ambiental contemplaba la transferencia paulatina de asuntos de competencia política, funciones administrativas y recursos económicos del gobierno federal a los gobiernos estatales y a los municipios, así como, en alguna medida, hacia el sector privado y organizaciones no gubernamentales. De acuerdo con la publicación Fortalecimiento de la gestión ambiental estatal (SEMARNAP, 2000; Guevara, 2003), esta delegación de autoridad estaría enraizada en una serie de criterios sustantivos y operacionales (Guevara, 2003).

Los criterios sustantivos incluían: i) una mejora en la eficiencia económica, bajo la lógica de que era superior la prevención que la remediación, ii) un aumento en la participación pública para asegurar la transparencia y la democracia local, y iii) la formación de relaciones intergubernamentales, bajo el principio de «subsidiariedad». Por su parte, los criterios operacionales incluían, entre otros: i) la firma de contratos y la imposición de sanciones en el caso de incumplimiento entre el gobierno federal (SEMARNAT) y los-

gobiernos estatales, ii) el establecimiento de mecanismos para el apoyo técnico y financiero, y iii) la realización de monitoreos y evaluaciones sistemáticas tanto de los avances sustantivos como de los operacionales (Guevara, 2003).

En la actualidad el PDIA es coordinado por la SEMARNAT y ejecutado por los gobiernos estatales. Diversas áreas de la Secretaría, previa evaluación del asunto, proponen una serie de funciones para ser transferidas en su totalidad o parcialmente a los gobiernos estatales de forma permanente. Durante el primer año del programa, las funciones ofrecidas para ser transferidas en realidad tenían que ver con los diferentes aspectos que atiende una agencia regulatoria en materia ambiental (por ejemplo: regulación, implementación, monitoreo y aplicación de la ley), así como con diferentes temáticas ambientales (agua, bosques, pesca, áreas naturales protegidas, etc.) (Guevara, 2003).

A partir de esto, se les ofreció a los gobiernos estatales un menú de contratos con los servicios a descentralizar al que ellos debían responder de acuerdo con sus prioridades dentro de tiempos limitados y el monto de los recursos requeridos. Los acuerdos finales, firmados en el 2002, así como los términos del contrato se alcanzaron a través de negociaciones con cada estado, mediante los llamados Programas Estatales de Descentralización (PED) (Guevara, 2003).

A manera de esquematizar la problemática que enfrentó y sobre la que se quiso incidir a través del PDIA en sus orígenes, se presenta lo siguiente (SEMARNAT, 2000): Los estados enfrentan varias limitaciones en cuanto a su capacidad técnica, administrativa y financiera para ejercer las nuevas funciones que son de su competencia de acuerdo con las reformas de 1996 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) (Guevara, 2003).

Las aportaciones y presupuestos de la federación, estados y municipios para el sector del medio ambiente son reducidos, no sólo en relación con la problemática que atienden, sino en comparación de la asignación presupuestal con respecto a otros sectores de la administración pública federal, estatal y local. La generación de recaudación local derivada de derechos ambientales se enfrenta a una regulación jurídica restrictiva y en gran medida centralista. El marco teórico revisado en el primer capítulo brinda

argumentos relevantes para dirigir una solución a la problemática presentada en este párrafo, que es la necesidad de otorgar las competencias fiscales y ambientales correspondientes a los locales para fortalecer su desempeño institucional (Guevara, 2003).

Por tal motivo, debido a los elementos que conforman esta problemática, el programa ofrecía la transferencia de recursos de la Federación hacia los estados para que ejecutaran aquellos proyectos que implicaran el desarrollo o el incremento de la capacidad institucional para atender los diferentes aspectos de la problemática ambiental. Se fortalecía el desempeño institucional y se transfería mayor presupuesto, pero ya se ha comentado que cuando el esfuerzo es local, el recurso público tiende a aplicarse con mayor eficiencia, por lo que la problemática persiste sobre la capacidad de recaudación local, que más adelante atenderemos con mayor detalle (Guevara, 2003).

En la primera etapa del PDIA 2000–2001: fortalecimiento de las capacidades institucionales para adoptar los proyectos de descentralización. De acuerdo con la problemática descrita previamente, el primer paso consistía en dotar (o fortalecer) a los estados con las capacidades institucionales necesarias para poder recibir las funciones derivadas de la descentralización, ya que en algunos estados la infraestructura ambiental (oficinas, personal, equipo), era prácticamente nula, y en otros era claramente insuficiente para hacer frente a todas las funciones que estaban a punto de absorber (Guevara, 2003).

De esta modo, el PDIA 2000 ubicó los distintos rubros de transferencias en función de lo que se consideraban acciones prioritarias desde el punto de vista de la Federación. Con base en dichas prioridades se determinaba el monto del subsidio. Según su condición de prioridad alta, media o baja, los estados recibieron el 70%, el 60% o el 40% del costo del proyecto (Guevara, 2003); enumerándose los distintos proyectos que se apoyaron respecto a su condición prioritaria, se la siguiente manera:

Acciones de prioridad alta: a) actualización de la ley estatal (homologación con la LGEEPA); b) plan de acción ambiental estatal; c) mecanismos de financiamiento y d) inspección y vigilancia.

Acciones de prioridad media: a) ordenamientos ecológicos estatales; b) planes y programas; c) establecimiento de un registro de emisiones y transferencia de contaminantes (RETC); d) establecimiento de una Red estatal de coordinación intersectorial para el manejo ambiental de residuos (REMEXMAR); e) mapas de riesgo y sistemas de información (Rodríguez, 2003).

Acciones de prioridad baja: a) órganos de participación ciudadana; b) órganos mixtos descentralizados (OMD) ambientales; c) fortalecimiento de la autoridad ambiental (en el 2000) o apoyo al fortalecimiento de la gestión ambiental municipal, en adquisición de equipo y capacitación (en el 2001); d) reglamentos estatales en materia ambiental (reglamentos locales en el año 2001 pasó a prioridad media), (Guevara, 2003).

3.2.4 La aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental mexicana.

En continuidad al tema que nos ocupa en esta fase del estudio, cabe mencionar que en la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (Unión, 2012), en su artículo 21, que trata sobre instrumentos económicos, se establece que “La Federación, los Estados y el Distrito Federal, en el ámbito de sus respectivas competencias, diseñarán, desarrollarán y aplicarán instrumentos económicos que incentiven el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental y mediante los cuales se buscará: I.- Promover un cambio en la conducta de las personas que realicen actividades industriales, comerciales y de servicios... para lograr que sus intereses sean compatibles con... la PA y el desarrollo sustentable;...” (Unión, 2012, 20)

Como una de las quince estrategias de política ambiental, se presentan en este apartado los avances de la aplicación de tales instrumentos y de qué tipo son en México. En la práctica, los instrumentos económicos aplicados a la solución de problemas ambientales son mínimos y pertenecen al ámbito de la política tributaria y de precios y tarifas. Los instrumentos que representan un estímulo al cumplimiento ambiental se limitan a los contribuyentes mayores del sector industrial. Estos instrumentos son (Budedo, 1997, Urquidi, 1996; FAO, 2002):

- Un incentivo fiscal (creado en 1996) que consiste en deducir el 100% del monto de las inversiones en equipo para prevenir y controlar la contaminación ambiental y la destinada a la conversión de los equipos a consumo de gas natural. Es aplicable sólo a causantes mayores y a inversiones realizadas fuera de las zonas metropolitanas del D.F., Guadalajara y Monterrey,
- La exención arancelaria para el sector industrial en la importación de maquinaria para el control de la contaminación; este beneficio no ha sido extendido al sector agropecuario,
- En contraste, los instrumentos que representan un cargo por incumplimiento ambiental son de aplicación general:
- El pago de un derecho por el uso de cuerpos de agua y terrenos nacionales como cuerpos receptores de aguas residuales.

Los subsidios no son la orientación de este estudio, pero es merecida una apreciación sobre su impacto ambiental antes de entrar a profundidad al análisis de los impuestos ambientales. Sobre el alcance que tienen los subsidios ambientales se critica que muestra evidencia sobre su capacidad insuficiente (*vis à vis* los costos de otros insumos) para generar estímulos importantes en la localización industrial (Neumayer, 2000; (Seroa, 2001).

Dado lo anterior, las políticas comerciales incentivan más a las industrias menos contaminantes, en tanto que los actuales protocolos de comercio internacional (entre ellos el Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLCAN)), tienden a estimular las políticas de producción ambientalmente responsables en los países de origen, que muchos de ellos en vías de desarrollo. Complementariamente, los subsidios locales que redundan en una baja de los aranceles de importación para tecnologías ambientales pueden redundar en un impacto ambiental positivo, según lo atestigua la experiencia de Barbados, si dada la liberalización del comercio, se atraigan nuevas inversiones, de la mano de tecnologías más limpias, y se promueva la certificación ambiental en todos los ámbitos requeridos. Sin embargo, existe también el riesgo de que acelere el agotamiento de recursos naturales exportables e induzca a la importación de residuos altamente peligrosos (Seroa, 2001).

Cabe referirnos al caso brasileño, donde hay incentivos fiscales para la inclusión del área del bosque nativo como área productiva en el cálculo del valor del impuesto territorial rural (ITR) y para la introducción del criterio ambiental en la distribución de los ingresos del impuesto de circulación de mercaderías y servicios (ICMS). Del mismo modo, en Costa Rica los Certificados de Abono Forestal (CAF) compensan al agricultor, al pagar cualquier tipo de tributo, por los costos de plantación forestal (Seroa, 2001).

No obstante, Seroa (2001) menciona que en la práctica la política fiscal se ha dirigido a crear incentivos fiscales sectoriales a favor de determinados tipos de actividad. Allí están, por ejemplo, los subsidios fiscales a los insumos agrícolas y energéticos que por lo general desestimulan el uso adecuado de los recursos y agudizan la polución (Seroa, 2001).

Por lo ya expuesto sobre los subsidios ambientales y revisando la trayectoria de México al respecto, que además genera impactos negativos al mantener subsidios sobre los combustibles, la agricultura, la electricidad y el agua (Quadri, 2011), entre otros; por un lado al otorgarse incentivos fiscales o arancelarios a la adquisición de tecnologías más limpias o amigables con el medio ambiente, se pueden hablar de efectos positivos; en tanto que, por el otro lado, cuando se orientan a reducir precios o tarifas de consumo, o reducir los costos de producción o explotación de un recurso natural, el resultado puede ser catastrófico sobre el medio ambiente.

Por tal motivo, para que el gobierno pueda corregir las fallas estructurales es necesario que cuente con las herramientas normativas e institucionales para hacerlo. Asimismo, es también importante que los responsables de hacerlo tengan conocimiento del uso de dichas herramientas, de sus ventajas y sus limitaciones (INE, 2007).

Es importante también, recordar que con frecuencia los impactos considerables sobre el ambiente se deben a programas que no son controlados por la autoridad ambiental. La definición de derechos de propiedad, la construcción de una carretera, o una presa, los precios del agua, la gasolina o productos agrícolas, son algunos ejemplos. Por esto es importante que las políticas sectoriales se hagan bajo una visión global que considere-

todos los efectos que la aplicación de un programa pueda provocar en los diversos sectores (INE, 2007).

El uso de los instrumentos económicos en la política ambiental ha sido casi nulo, a pesar de su enorme potencial para contribuir en la solución de los problemas ambientales (INE, 2007). Por esto se describirá el funcionamiento de los principales instrumentos económicos, sus ventajas y sus desventajas, así como los requerimientos necesarios para su funcionamiento adecuado y su aplicación para el caso de México.

Al principio de la década de 1960, en las agendas de políticas públicas, los economistas estaban confiados en que, debido a la solidez de sus teorías, sus recomendaciones iban a ser muy bien acogidas. Sin embargo, esto no sucedió sino hasta finales de la década de 1980. Anteriormente, se habían aplicado cargos con fines recaudatorios para financiar medidas o programas ambientales, y no para cambiar la conducta de los agentes económicos. Ahora bien, en México, el escenario es muy lento sobre la adopción de tales políticas de la década de 1960, cuando los problemas ambientales aparecieron. Las principales razones por las que el uso de los instrumentos económicos en México ha sido tan limitado (INE, 2007).

- Los reguladores prefieren tener mayor control sobre el resultado final. Desean ver que ciertas fábricas instale determinados equipos y que las emisiones se reduzcan en una cantidad predecible. Los incentivos económicos implican esperar la reacción de los agentes, que a lo más puede ser modelada.
- Gran parte de la regulación ambiental en México ha respondido a presiones políticas muchas veces circunscritas a una localidad y a un grupo afectado. En esos casos, al desearse un resultado inmediato, se utilizan las únicas herramientas disponibles (normas, permisos, etc.) las cuales muchas veces, por definición, son válidas a nivel nacional. La principal ventaja de los instrumentos económicos es que su efectividad es limitada en el corto plazo.
- Los grupos ambientalistas y las personas que demandan mayor calidad del ambiente no están familiarizados con el funcionamiento de los instrumentos-

económicos. Se necesitan programas educativos para dar a conocer los instrumentos económicos y sus bondades.

- No existe un marco regulatorio adecuado para incorporar los sistemas de incentivos económicos. Es posible utilizar algunos ya existentes, como las leyes fiscales, pero pueden no tener la precisión geográfica necesaria ni todos los elementos bajo control.
- Utilizar los precios como instrumentos de control tiene efectos distributivos regresivos. Es muy importante considerar que este impacto distributivo no siempre es regresivo.

3.2.5 Tributación ambiental en México

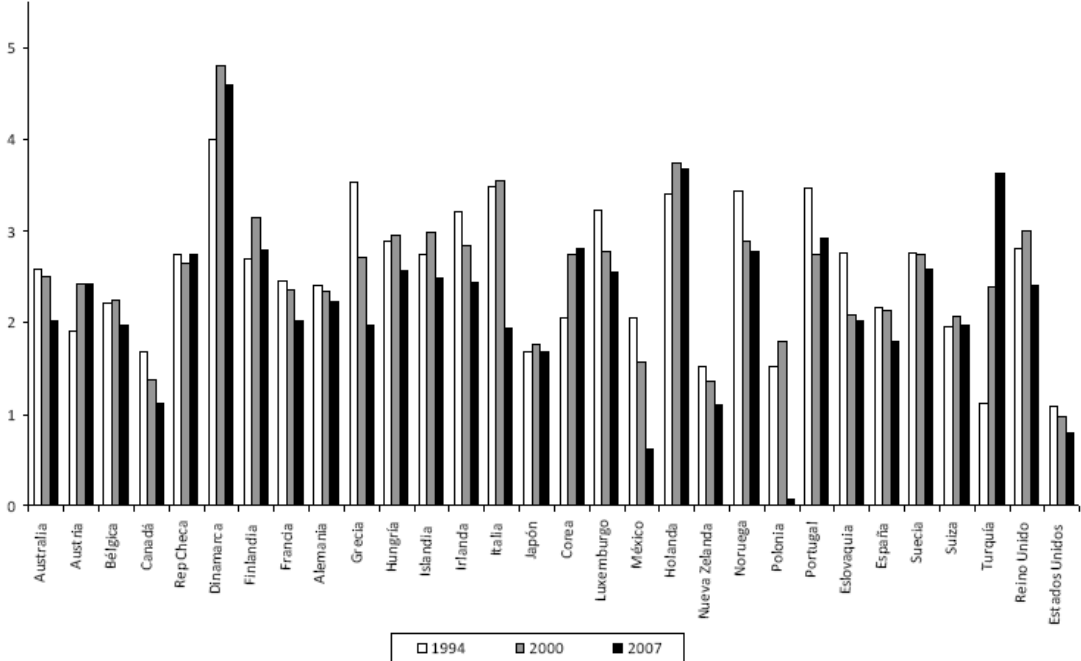
En México, la disposición legal de los instrumentos económicos está prevista en el párrafo primero del artículo 22 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (Unión, 2012), donde se definen como: “los mecanismos normativos y administrativos de carácter fiscal, financiero o de mercado, mediante los cuales las personas asumen los beneficios y costos ambientales que generen sus actividades económicas” (Unión, 2012, 20).

En el artículo 21 del mismo ordenamiento legal se dispone que las autoridades de la federación, los estados y el gobierno del Distrito Federal, diseñarán, desarrollarán y aplicarán los instrumentos económicos, en sus respectivas competencias, para incentivar el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental (Unión, 2012, 20).

Los instrumentos económicos comprenden una amplia gama de figuras como: tarifas ambientales, impuestos ecológicos, subvenciones, derechos, licencias negociables, flexibilización normativa, depósitos reembolsables y pago de derechos para el uso y aprovechamiento de recursos naturales (casi siempre de acceso abierto). En éste último caso las modalidades de aplicación parten de diversas estrategias, según se trate de incentivar o inhibir determinadas conductas (Santos y Ortiz, 2004: 589; Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Habiendo ya expuesto el panorama de los instrumentos económicos en México, ahora es posible centrarnos específicamente en un tipo, el de los impuestos ecológicos, ambientales o “verdes”. En tal sentido, desde un punto de vista globalizado, al comparar la situación de México con el resto de los países de la OCDE, que tienen en promedio ocho impuestos ambientales y hasta veinte en el caso de Noruega, sin contar con los impuestos de carácter subnacional, se puede afirmar que el uso de instrumentos económicos como impuestos, derechos y aprovechamientos es muy limitado (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Gráfico 3: Países de la OCDE: Impuestos ambientales como porcentaje del PIB



Fuente: (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010)

La gráfica de arriba muestra que México ha tenido una disminución en la recaudación de los impuestos ambientales como proporción del PIB y que al 2007 es uno de los países de la OCDE que tienen una mínima recaudación en este rubro, ubicándose en el penúltimo lugar.

De acuerdo con datos de la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA por sus siglas en inglés), se consideran impuestos con carácter ambiental: el Impuesto Sobre Automóviles Nuevos (ISAN); el Impuesto Especial Sobre Producción y Servicios (IEPS) aplicado al-

diesel, gas natural usado en el transporte y gasolina con y sin plomo; y el Impuesto a la Propiedad de Vehículos (tenencia); mientras que existen derechos y aprovechamientos por el uso de agua, el acceso a áreas naturales protegidas y la descarga de aguas residuales con exceso de químicos y partículas sólidas suspendidas (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Estos instrumentos han permitido que México haya recaudado 9 mil millones de dólares en promedio entre 2000 y 2006, es decir alrededor de 3.8 de sus ingresos fiscales totales (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Sin embargo estos impuestos ambientales, no disipan la limitación de México sobre el establecimiento eficaz de instrumentos económicos al nivel que lo realizan países de la OECD con las bases de la Reforma Fiscal Verde. En un artículo de la Comisión Económica para la Cooperación de América Latina (CEPAL) concluyó que México podría recaudar hasta 4% de su Producto Interno Bruto (PIB) si introduce impuestos ambientales. De acuerdo con el organismo, el potencial de recaudación fiscal es proporcional a las empresas en el país que dañan al medio ambiente (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

De acuerdo con este análisis, todos los países que son miembros de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) se han unido a la iniciativa, salvo México (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010). Aunque la visión es promisoria, los legisladores han advertido que estas medidas no tendrían un impacto tan grande en nuestro país por las modificaciones constantes al sistema fiscal. La evidencia empírica en la OCDE ha demostrado que los resultados por la adopción de medidas alineadas a los principios de la reforma fiscal verde o ambiental, han sido positivos, como lo predice la teoría pigouviana, sin embargo, las condiciones de un país como México en su marco regulatorio ambiental y en su caracterizada centralización de competencias y responsabilidades normativas, no dejan entrever o vislumbrar lo promisorio que sería para el país adoptar dichas medidas (Centro de Estudios de las Finanzas Públicas, 2010).

Tabla 3: Recaudación por impuestos con carácter ambiental

(Millones de dólares)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
ISAN ¹	n.d.	493.5	473.5	410.8	450.9	519.7	471.0	500.7
IEPS gasolina y diesel ²	6,999.0	11,851.1	14,111.1	10,913.6	7,556.5	4,557.1	3,391.0	-4,417.0
Tenencia ¹	n.d.	1,111.1	1,216.5	1,147.8	1,153.1	1,333.0	1,622.0	1,759.9
Derechos de entrada a Áreas Naturales Protegidas	n.d.	n.d.	1.4	2.4	3.1	3.1	3.3	4.9
Derechos de uso de agua	511.1	528.6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Derechos por descargas de aguas residuales	3.1	6.6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Total	514.2	13,990.9	15,802.5	12,474.6	9,163.6	6,412.9	5,487.3	-2,151.5

Fuente: Elaborado por el Centro de Estudios de las Finanzas Públicas de la Cámara de Diputados con datos de: CEFP, Bancos de información, [en línea], [consulta: enero 21, 2010]. Disponible en: http://www.cefp.gob.mx/intr/bancosdeinformacion/historicas/ingresos_publicos/ig046.xls; SHCP; Pacific Exchange Rate Service y EEA, Revenues raised by environmentally related taxes for selected countries, [en línea], [consulta: enero 20, 2010]. Disponible en: <http://www2.oecd.org/eoicnst/queries/index.htm>.

Notas:

1 Los datos de ISAN y Tenencia para 2007 se obtuvieron del banco de información económica del CEFP de la Cámara de Diputados y se convirtieron a dólares del mismo año.

2 Los datos de 2001 y 2007 del IEPS se tomaron de la SHCP y se convirtieron a dólares de los años correspondientes.

ISAN= Impuesto Sobre Automóviles Nuevos
IEPS= Impuestos Especiales sobre Producción y Servicios

Observando la recaudación de sobre IEPS gasolina y Diesel, para el año 2007, el costo de producción es superior al precio que el Estado quiere mantener, por lo que dicha recaudación es negativa; mucho se debe al subsidio económico y, por qué no, también se consideraría un subsidio ambiental (no se incluyen los costos ambientales como tales); lo cual ocasiona que, en vez de que se desincentive el consumo de dichos combustibles, se fomente y se exacerbe su uso. De tal forma que el impuesto pierde su propiedad para desincentivar el consumo de gasolina y diesel, así como se viola el principio del que contamina, paga.

Adelantándonos al análisis de la gestión del agua, se observará que los derechos de uso de agua alcanzan los poco más de 500 millones de dólares pero que no hay datos disponibles más recientes, aunque se puede apreciar que la cantidad es relevante si al considerarse como la mitad del impuesto de la tenencia o a la par del ISAN, aunque actualmente, el impuesto a la tenencia se dejó a cargo de las entidades federativas y, en muchas de ellas, ya ha sido eliminado. La recaudación sería mayor si no se distorsionara con subsidios el precio o los cobros por derechos. La recaudación por derechos sobre descargas de aguas residuales es de un monto pequeño, sin embargo, es una parte-

relevante cuando se observa como impacto negativo al medio ambiente, que vale la pena discutir más adelante en el plano de la gestión del agua y contrastarlo con los principios teóricos ya discutidos en el primer capítulo sobre tributación ambiental.

Por último, y como parte importante y esencial del presente capítulo, se procede a conocer la experiencia de México en la imposición ambiental local, no obstante, con la información provista previamente, en lo relativo a la poca disposición de los legisladores mexicanos a adoptar instrumentos económicos en la formulación de las políticas ambientales ajustados a los objetivos de la reforma fiscal verde y a mantener una política ambiental centralizada o sujeta a la regulación normativa federal, resulta un gran reto encontrar evidencia. La poca disposición de los legisladores federales a implicar instrumentos económicos para incorporar los costos ambientales en los precios o tarifas de explotar o consumir los recursos naturales, se puede intuir que obedece al costo político que no quieren adjudicarse.

En el ámbito estatal no hay tributos ambientales. Hasta ahora el gobierno federal es el que instrumenta todas las políticas ambientales que se ponen en práctica en el país, lo cual afecta negativamente las políticas ambientales debido a que los gobiernos locales pueden tener mejor información y una visión más clara acerca de cómo combatir este tipo de problemas; por ejemplo, pueden identificar más fácilmente el origen de las emisiones (Astudillo, 2011).

Sin embargo, ha habido un significativo avance sobre la participación de los gobiernos locales para combatir los efectos del cambio climático global, a saber, que el programa de verificación vehicular respaldado por la SEMARNAT bajo la Norma Oficial Mexicana NOM-047-SEMARNAT-1999 (Rodríguez, 2011).

Dicho programa, ya se está aplicando en varios estados como pago de derecho ambiental para reducir las emisiones de Dióxido de carbono. Es uno de los instrumentos de gestión de la calidad del aire y una acción que se promueve en los estados de la República Mexicana (Rodríguez, 2011).

Actualmente, 20 estados de la República tienen un programa de verificación vehicular como lo son, D.F., Estado de México, Aguas Calientes, Querétaro, Quintana Roo y Chihuahua entre otros. El objetivo y los lineamientos de la SEMARNAT es que todos cuenten con ello (SEMARNAT, 2011).

Se ha expresado que el Programa de Verificación Vehicular tiene por objeto prevenir y controlar los altos índices de contaminación atmosférica mediante la revisión periódica de los vehículos automotores en circulación en los diferentes Centros de Servicio, de acuerdo a lo señalado en las normas aplicables que determinan los límites máximos permisibles de emisiones contaminantes y el procedimiento para su verificación (SEMARNAT, 2011).

En el capítulo 2, al hablar de federalismo ambiental, en especial sobre las emisiones de automóviles, California (E.E.U.U.) fue un ejemplo sobre el establecimiento de un estándar para regular las emisiones vehiculares a nivel local con niveles muy rigurosos, pero con mucho tiempo antes a comparación de lo que está sucediendo en México recientemente; sin embargo, esto indica que las acciones sobre mitigación de los efectos del cambio climático van orientadas hacia un federalismo ambiental, especialmente, en el robustecimiento de los gobiernos locales en la gestión ambiental de problemas ambientales que incluso están considerados globales, pero que la experiencia estadounidense sobre la activa participación de los gobiernos locales sobre dichos problemas, nos hace reflexionar en que el esfuerzo mexicano puede tener importantes beneficios en el largo plazo.

Finalmente, sobre la aplicación de instrumentos económicos, será en el siguiente apartado que precisaremos el objeto del estudio sobre la gestión del agua, en la cual se consideran tarifas de agua potable, alcantarillado y saneamiento a nivel estatal y municipal, así como a nivel federal y, también, detallar lo respectivo a la recaudación sobre el pago de Derechos del agua.

3.3 Gestión del agua, descentralización e instrumentos económicos en México.

3.3.1 Marco Institucional-normativo y su descentralización

Sobre el suministro de agua potable en México, se puede decir que se ha vuelto una prioridad para la población urbana y rural, en los aspectos de bienestar humano y bienestar ambiental. Debido al crecimiento urbano desde la década de los 50s se requirió un reemplazo a la vieja infraestructura de distribución, debido a los problemas de escasez sobre la disponibilidad de agua en algunas regiones del territorio mexicano. Por tal motivo, en las últimas tres décadas, se impulsó la reestructuración institucional de los organismos operadores y se replanteó el contenido de la política hidráulica en las ciudades (Pineda, 2002).

En tal sentido, dentro del ámbito de la formulación y ejecución de las políticas públicas, Pineda (2002) señala como componentes el aspecto institucional, la participación social y el contexto. Para nuestro estudio, nos interesa el componente institucional que engloba el aspecto normativo (leyes y normas) y el aspecto organizacional (capacidad institucional de los organismos responsables). Ambos aspectos, interactúan y convergen para ofrecer productos tales como una agenda pública. Por tanto, una característica institucional de la política de agua potable es su carácter intergubernamental, ya que en ella participan los tres niveles de gobierno. Las normas y la capacidad de las instituciones gubernamentales, en complemento con la participación de organismos privados y sociales y los factores externos, dan como resultado una política pública con objetivos claros (Pineda, 2002).

La política pública se torna a los avances de descentralización normativa e institucional que enfrentó la gestión del agua en México. A finales de la década de los 40s, los sistemas urbanos de agua potable de México estaban concentrados en la Secretaría de Recursos Hidráulicos (SRH), dependencia perteneciente al gobierno federal. Para ese tiempo, dentro de dicha dependencia se creó la Dirección General de Agua Potable y Alcantarillado (DGAPA) como responsable de manejar los proyectos y de construir la mayoría de los sistemas hidráulicos de México (Pineda, 2002).

La Dependencia federal se basó, para el manejo de los sistemas hidráulicos, en las juntas Federales de Agua Potable, así como otras formas de administración a nivel local, por lo que se dio apertura a la participación de los representantes de los gobiernos locales y de los empresarios, aunque bajo el régimen federal. Sin embargo, ante el gran crecimiento urbano en la década de los 60s y 70s, el control y el manejo centralizados resultarían cada vez menos capaces de atender las demandas crecientes y de mantener los niveles de calidad del servicio. En el siguiente cuadro se resume la evolución del abastecimiento de agua potable y alcantarillado (Pineda, 2002):

Tabla 4: Evolución de la descentralización de la gestión del agua potable

Año	Administración Federal	Administración Estatal	Administración Municipal
1948	La Secretaría de Recursos Hidráulicos (SRH) crea la Dirección General de Agua Potable y Alcantarillado (DGAPA)		
1971	La SRH crea la Dirección General de Operación de Sistemas de Agua Potable y Alcantarillado.		
1976	Sus funciones se transfieren a la Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas (SAHOP)		
1980		El manejo de los sistemas de abastecimiento de agua potable se transfiere a los estados.	

1982	La nueva Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología absorbe la función de las obras públicas y de infraestructura.		
1983		La reforma constitucional transfiere la administración de agua potable y alcantarillado a los estados y municipios.	

Fuente: (Pineda, 2002).

En un principio, la creciente demanda se atendió con dependencias federales más especializadas y centradas en la cuestión urbana. No obstante, considerándose el recurso hídrico una cuestión puramente local, se tuvo que tomar la decisión de descentralizar o transferir el servicio a los gobiernos locales (Pineda, 2002).

Para 1983, en la reforma al artículo 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, donde se hacían explícitas las nuevas responsabilidades de los municipios sobre la administración, infraestructura e inversión para el agua potable; esta fue criticada, ya que no estableció ni los recursos adecuados ni el financiamiento necesario para que las administraciones municipales pudieran cumplir con sus nuevas responsabilidades. Hay que reparar en que, a pesar de que la reforma delegó la responsabilidad de los servicios a los municipios, por otra parte se dejó abierta la posibilidad de que el gobierno estatal se encargara de ellos (Pineda, 2002).

Dado lo anterior, para 1988, se innovó en la asignación del servicio a organismos especializados en su operación con autonomía administrativa y autosuficiencia financiera; más tarde, en 1989, se crea la Comisión Nacional de Agua (CNA), la cual se caracterizó por ser un organismo descentralizado responsable de las grandes obras hidráulicas; también se encargaba de la regulación de los distritos de riego administrados por consejos de usuarios y de los sistemas de agua potable manejados por los estados y municipios. En consecuencia, la CNA se convirtió en la reguladora de los sistemas urbanos de agua potable operados por las administraciones locales (Pineda, 2002).

Para 1996, después de seis años de la publicación de los lineamientos y el programa de agua potable, se dieron algunos avances. Para nuestro caso, los principales avances se dieron en el sentido de la descentralización de la operación del servicio y sobre la autonomía tarifaria, es decir, en este último, las juntas directivas de cada organismo quienes autorizaran las tarifas del servicio y no las legislaturas locales, siendo que en 23 estados se dio autonomía de tarifas a los organismos, y en 8 estados, aun se solicita autorización a los congresos locales respectivos (Pineda, 2002).

3.3.2 Indicadores del agua en México

De acuerdo con los trabajos realizados por la CONAGUA, el INEGI y el INE, se han identificado 1,471 cuencas hidrográficas en el país, las cuales, para fines de publicación de la disponibilidad de aguas superficiales, se han agrupado y/o subdividido en cuencas hidrológicas. Al 31 de diciembre del 2009 se tenían publicadas las disponibilidades de 722 cuencas hidrológicas, conforme a la norma NOM-011-CONAGUA-2000, en tanto que para el 31 de diciembre de 2010 se habían añadido otras 9 cuencas. Las cuencas del país se encuentran organizadas en 37 regiones- hidrológicas, y que a su vez se agrupan en las 13 regiones hidrológico-administrativas (RHA) como se muestran en tabla 5 (CONAGUA, 2011).

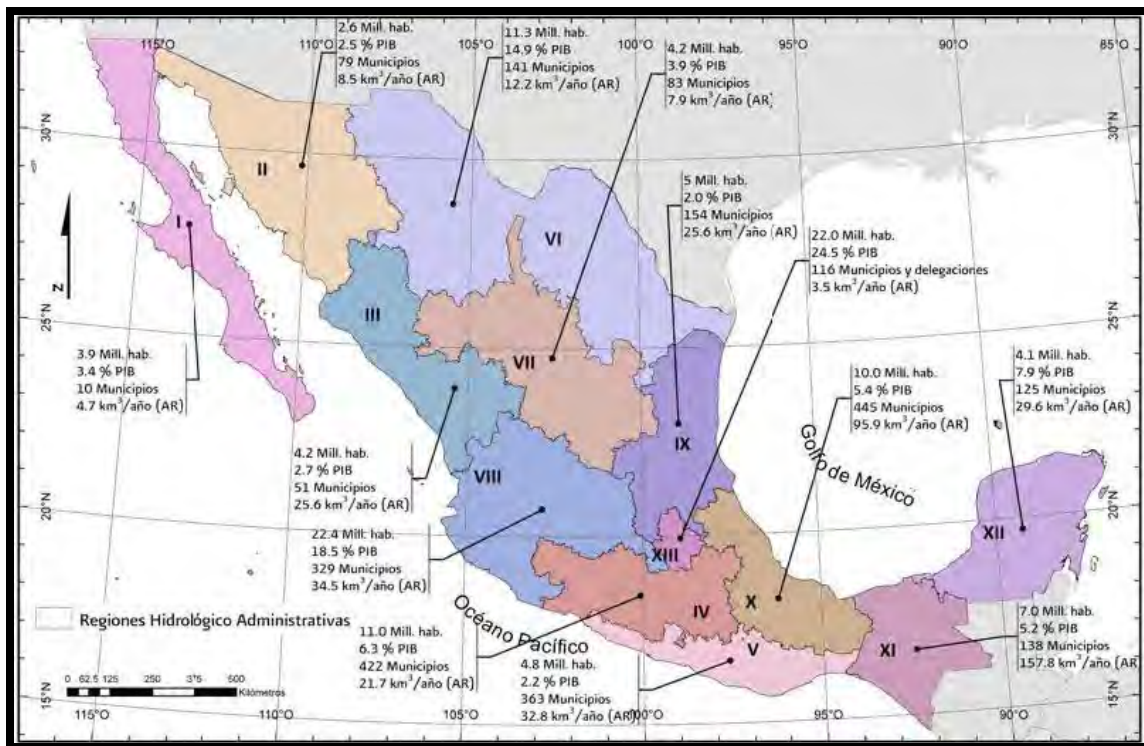
Tabla 5: Disponibilidad del agua por regiones hidrográficas administrativas 2009

Disponibilidad natural media per cápita, por región hidrológico administrativa. 2009						
Región hidrológico administrativa	Disponibilidad natural media total (mill. m ³ /año)	Población a dic. de 2009 (millones de habitantes)	Disponibilidad natural media per cápita 2009 (m ³ /hab/año)	Escurrimiento natural medio superficial total (mill. m ³ /año)	Recarga media total de acuíferos* (mill. m ³ /año)	
I	Península de Baja California	4 667	3.78	1 234	3 367	1 300
II	Noroeste	8 499	2.62	3 250	5 074	3 426
III	Pacífico Norte	25 630	3.96	6 473	22 364	3 267
IV	Balsas	21 680	10.62	2 040	17 057	4 623
V	Pacífico Sur	32 824	4.13	7 952	30 800	2 024
VI	Río Bravo	12 163	10.98	1 107	6 857	5 306
VII	Cuencas Centrales del Norte	7 898	4.19	1 887	5 506	2 392
VIII	Lerma-Santiago-Pacífico	34 533	20.97	1 646	26 431	8 102
IX	Golfo Norte	25 564	4.97	5 145	24 227	1 338
X	Golfo Centro	95 866	9.65	9 937	91 606	4 260
XI	Frontera Sur	157 754	6.62	23 835	139 739	18 015
XII	Península de Yucatán	29 645	4.06	7 294	4 330	25 316
XIII	Aguas del Valle de México	3 513	21.42	164	1 174 ^b	2 339
Total		460 237	107.97	4 263	378 530	81 707

Fuente: Atlas del agua en México 2011, SEMARNART.

En el siguiente capítulo utilizaremos valores per cápita, por lo que de forma sencilla, se puede observar que la mayor disponibilidad presentada en una región hidrológica es 23, 835 por año, en la XI Frontera Sur, que se puede apreciar su localización en el territorio mexicano en el siguiente mapa, y que se puede apreciar también que el PIB es de 5.7%, moderado pero que no compite con el 24.5% de crecimiento económico de la región XIII, que sólo posee 164 metros cúbicos per cápita anualmente de disponibilidad del agua. Un dato que se debe resaltar, es el de la región de la Península de Yucatán, que en términos de disponibilidad per cápita, ocupa un tercer lugar entre los que poseen mayores niveles de disponibilidad de agua por habitante.

Figura 1: Disponibilidad de agua en la geografía mexicana 2010.



Fuente: Atlas de Aguas Nacionales de México 2010

Habiendo analizado la disponibilidad del agua, sea superficial o subterránea, ahora es importante conocer los usos que se le dan al recurso hídrico. El agua es empleada de diversas formas, prácticamente en todas las actividades humanas, ya sea para subsistir o para producir e intercambiar bienes y servicios. En el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA), se registran los volúmenes concesionados (o asignados, en el caso de-

volúmenes destinados al uso público urbano o doméstico) a los usuarios de aguas nacionales. En dicho registro se tienen clasificados los usos del agua en 12 rubros, mismos que para fines prácticos se han agrupado en cinco grandes grupos; cuatro de ellos corresponden a usos consuntivos o que se agotan, a saber, el agrícola, el abastecimiento público, la industria autoabastecida y la generación de energía eléctrica excluyendo hidroelectricidad, y por último el hidroeléctrico, que se contabiliza aparte por corresponder a un uso no consuntivo. Para efectos de agregación o simplificación, se empleará el término uso agrupado, para distinguir a esos cinco grandes grupos (CONAGUA, 2011).

El 63% del agua utilizada en el país para uso consuntivo proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 37% restante proviene de fuentes subterráneas (acuíferos). En el periodo reportado, el agua superficial concesionada creció 15%, en tanto que la subterránea se incrementó en 21% (CONAGUA, 2011).

Tabla 6: Usos consuntivos agregados por origen de fuente de extracción 2009

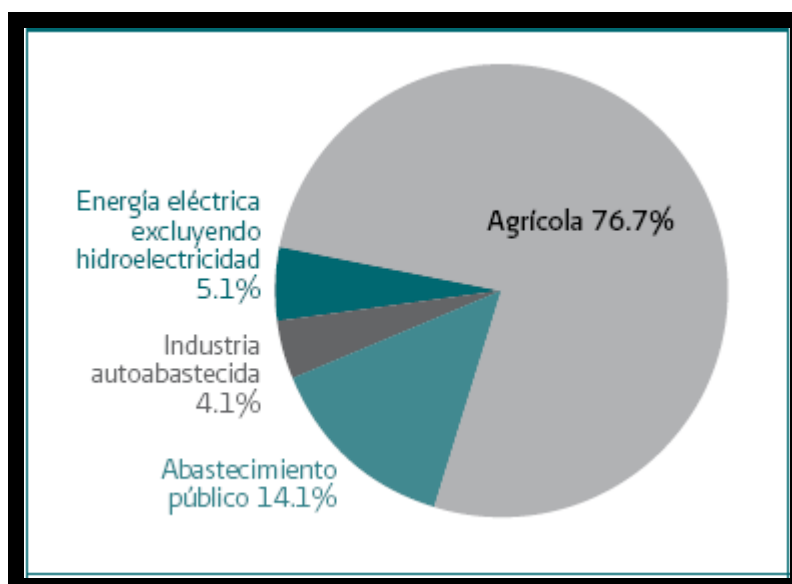
Uso	Origen		Volumen total (km ³)	Porcentaje extracción
	Superficial (km ³)	Subterráneo (km ³)		
Agrícola ^a	40.9	20.9	61.8	76.7
Abastecimiento público ^b	4.3	7.1	11.4	14.1
Industria autoabastecida ^c	1.6	1.7	3.3	4.1
Energía eléctrica excluyendo hidroelectricidad	3.6	0.4	4.1	5.1
Total	50.5	30.1	80.6	100.0

Fuente: Estadísticas del agua en México, SEMARNAT, 2011.

El mayor volumen concesionado para usos consuntivos del agua es el que corresponde al uso agrupado agrícola, como se observa en la tabla y la gráfica. Cabe destacar que México es uno de los países con mayor infraestructura de riego en el mundo-

(CONAGUA, 2011). Como segundo lugar en porcentaje de extracción se encuentra el abastecimiento público, que consiste en el agua entregada a través de las redes de agua potable, las cuales abastecen a los usuarios domésticos (domicilios), así como a las diversas industrias y servicios conectados a dichas redes. El disponer de agua en cantidad y calidad suficiente para el consumo humano es una de las demandas básicas de la población, pues incide directamente en su salud y bienestar en general. Por lo que corresponde a la industria autoabastecida, que considera a aquellas industrias que toman el agua directamente de ríos, lagunas o acuíferos del país, se considera que de cada 100 litros, 4 correspondían a este uso agrupado. Por último, apenas un 5.1% es extraído por la industria eléctrica, pero que se obtiene en su mayoría por la vía superficial.

Gráfico 4: Distribución porcentual de los usos consuntivos 2011



Fuente: Estadísticas del agua en México, SEMARNAT, 2011.

Por motivos de estimación de impactos de sectores sobre el consumo de agua potable, incluir al sector agrícola podría implicar sesgos importantes en el modelo econométrico a realizarse en el siguiente capítulo, aparte de que en la Artículo 224 de la Ley Federal de Derechos (2012), en materia de agua, en su fracción cuarta, se establece que no se pagará derecho de agua “Por los usos agrícola y pecuario definidos como tales en la Ley de Aguas Nacionales...” (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2012). Como parte de los problemas a los que conlleva este uso excesivo y poco restringido normativa e instrumentalmente en el sector agrícola sobre el agua, se encuentra el gran

volumen de descargas residuales que tienen escaso tratamiento, y que su aporte al PIB nacional es apenas de 3% (Sustentable, 1998). Sin embargo, se trabajará con el uso doméstico, industrial y comercial, que se desglosan del uso agrupado de abastecimiento público, lo cual permitirá una estimación más consistente tomando en cuenta las tarifas por ciudad.

3.3.3 Instrumentos económicos en la gestión del agua en México.

En México, aun cuando en el periodo 1990-2010 la cobertura urbana de agua potable pasó de 89.4% a 95.4% y en alcantarillado de 79.0% a 96.3%, el constante crecimiento de la población urbana nacional, la cual en el mismo periodo se incrementó un 49%, pone en peligro estos resultados (CONAGUA, 2011). Por tal motivo, en la política de gestión del agua se consideran la aplicación de instrumentos económicos como mecanismos para regular, incentivar o sancionar el consumo de agua potable, su aprovechamiento, su explotación, su tratamiento y su saneamiento.

En la LGEEPA (2012), en su artículo 15, se establecen los principios sobre los cuales se deberá formular y conducir la Política Ambiental, la expedición de normas oficiales mexicanas y los demás instrumentos en materia de preservación y restauración del equilibrio ecológico y protección del medio ambiente. A detalle, el principio cuarto de la política ambiental establece que “quien realice obras o actividades que afecten o puedan afectar el ambiente, está obligado a prevenir, minimizar o reparar los daños que cause, así como a asumir los costos que dicha afectación implique. Asimismo debe incentivarse a quien proteja el ambiente y aproveche de manera sustentable los recursos naturales”, lo cual nos hace redundar tanto en el argumento teórico de quien genera una externalidad negativa sobre el medio ambiente, ésta deba internalizarse al cubrir el costo del daño ambiental, sea monetario o mediante una sanción; además, se toma en cuenta la idea que se comentaba anteriormente cuando se abordaba el tema de los subsidios ambientales, donde éstos generan beneficios o incentivos sobre aquéllos que se esfuerzan por incluir tecnologías sustentables o su actividad se desempeña con responsabilidad ambiental.

A fin de materializar la ejecución de la política ambiental, la LGEEPA (2012) se apoya de ocho instrumentos principales, donde en una fracción tercera, se mencionan los-

instrumentos económicos de política ambiental, los cuales ya hemos comentado previamente. Nos ocupa en este apartado, la aplicación de los instrumentos económicos en la gestión del agua, para lo cual cabe mencionar, que las reformas a la Ley de Aguas Nacionales (LAN) en abril de 2004 trajeron consigo el establecimiento de veintidós principios que sustentan el diseño de la política hídrica nacional. Tales principios manifiestan la misma naturaleza e iniciativa que aquellos con los que se delinea la política ambiental nacional, pero también reflejan en particular las prioridades de la acción gubernamental en el sector hídrico (Artículo 14 Bis 5 de la LAN). De manera análoga a la política ambiental, la hídrica nacional presenta un conjunto de instrumentos básicos para el logro de sus objetivos (Artículo 14 Bis 6 LAN) (CONAGUA, Reporte económico de administración del agua, 2010):

- I. La planificación hídrica.
- II. El régimen de concesiones, asignaciones y permisos.
- III. La gestión de aguas nacionales, para racionalizar las necesidades de agua, y contribuir al mejoramiento de la economía y finanzas del agua y su gestión.
- IV. El cobro de derechos.-
- V. La participación de las organizaciones de la sociedad y de los usuarios.
- VI. La prevención, conciliación, arbitraje, mitigación y solución de conflictos.
- VII. Los apoyos sociales para que las comunidades rurales y urbanas marginadas accedan al agua y el saneamiento, y
- VIII. El Sistema Nacional de Información sobre cantidad, calidad, usos y conservación del Agua.

Éstos instrumentos básicos, que funcionan similar a los genéricos de política ambiental establecidos en la LGEEPA (2012), son guiados por principios rectores que incentivan un uso racional y sancionan sobreexplotaciones o impactos negativos, como lo sugieren los siguientes: “Usuario-pagador”; “El agua paga el agua”; “Quien contamina, paga”; e “incentivos económicos a las personas físicas o morales que hagan uso limpio y eficiente del agua” (CONAGUA, Reporte económico de administración del agua, 2010).

Los instrumentos de la Política Hídrica Nacional que pueden ser clasificados en la categoría económica, acorde con la definición del Artículo 22 de la LGEEPA son: a) en su-

parte fiscal, cobro de derechos; b) en el financiero, los apoyos sociales para que las comunidades rurales y urbanas marginadas accedan al agua y al saneamiento; c) en la parte de mercado, el régimen de concesiones, asignaciones y permisos (CONAGUA, Reporte económico de administración del agua, 2010).

Sujetándonos a la idea que ha guiado el presente estudio, es decir, la fiscalidad ambiental o tributación ambiental, como una parte específica de los instrumentos económicos; y habiendo descrito el sentido económico de la clasificación de los instrumentos de la Política Hídrica Nacional, cabe detallar que en el aspecto fiscal, la CONAGUA (2010) refiere a un modo de tributación ambiental con base al comportamiento anual de la recaudación por el cobro de derechos, que funciona como indicador más utilizado para dar seguimiento a la evolución de los instrumentos fiscales en la gestión del agua en México (CONAGUA, Reporte económico de administración del agua, 2010).

En las estadísticas del Agua en México, la CONAGUA (2010), se describe que dicho indicador ha mostrado una importante dinámica de crecimiento durante los primeros cinco años de la creación de la CONAGUA, en enero de 1989, presentando después importantes reducciones en su nivel, motivadas por la crisis económica de 1994 que se hubo prolongado hasta 1996; y es en esa época, que la recaudación ha promediado poco más de los nueve mil millones de pesos, a precios de 2008, considerando que en este año base se obtuvieron 10, 299 millones recaudados (CONAGUA, Reporte económico de administración del agua, 2010). Para la obtención de los montos de recaudación, es debido conocer las cuotas de derechos que son aplicadas por concepto de: la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales; extracción de materiales pétreos; uso de cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales conforme al esquema de muestreo por tipo de contaminante y límites máximos permisibles de concentración de contaminantes; y, por último, el uso, goce o aprovechamiento de inmuebles considerados bienes de dominio público de la Federación.

Finalmente, al referirnos específicamente al aspecto fiscal, nos debemos percatar de dos características importantes en el cobro de derechos del agua: por una parte es una recaudación por un organismo federal (CONAGUA); y que, es a nivel federal, que la gestión del agua con aplicación de instrumentos económicos es de tipo ambiental. Por lo-

anterior, ahora es oportuno continuar con detallar la función y objetivos de la aplicación de tarifas sobre el agua potable, como forma de instrumento económico, pero, esta vez, a nivel local como lo he señalado en la reforma de 1983 sobre descentralización de la administración del recurso hídrico.

3.3.4 Tarifas del agua en México

Por lo que corresponde a las tarifas de agua potable, éstas son fijadas de diferente manera en cada municipio, dependiendo de lo que establece la legislación de cada entidad federativa. En algunas entidades federativas, las tarifas son aprobadas por el congreso local de la entidad, mientras que en otras las aprueba el Órgano de Gobierno o Consejo Directivo del organismo operador de agua potable del municipio o localidad o de la Comisión Estatal de Aguas (CONAGUA, Estadísticas del Agua en México, 2011).

Las tarifas, en principio, tienen como objetivo que mediante su cobro se recuperen completamente los costos incurridos por el prestador de servicios. Existe una NOM sobre la evaluación de tarifas (NMX-AA-147-SCFI-2008), publicada en abril del 2009, que contiene una definición de dichos costos (CONAGUA, Estadísticas del Agua en México, 2011).

En tal sentido, la posibilidad de que las entidades prestadoras de servicios instrumenten y apliquen estructuras tarifarias que les permitan solventar los costos de operación, administración y mantenimiento de los servicios que prestan es de capital importancia para que logren su autosuficiencia financiera. Por lo que, una estructura tarifaria técnicamente bien definida será un instrumento eficaz que permitirá transmitir a los usuarios el costo real en que se incurre al dotarlos del servicio de agua, fomentando el uso racional del vital líquido (CONAGUA, Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, 2011). Hasta aquí, el sentido de la aplicación de las tarifas es en torno a plantear o establecer un precio comercial que cubra los costos de producción del servicio de abasto de agua potable, así como también que genere ganancias para permitir el sostenimiento y próximas reinversiones de la comisión o del organismo operador; lo que contrasta con el objetivo de racionalización en el consumo del recurso hídrico, que es un recurso natural, y que directamente no implica costos ambientales, puesto que éstos los aplica la CONAGUA por la vía del cobro de derechos,

lo cual no impacta en los consumidores directos, sean usuarios domésticos, industriales o comerciales.

Siguiendo sobre la descripción de la esencia de la aplicación de tarifas, no existe una estructura tarifaria tipo que pudiera ser aplicada por todas las entidades prestadoras de servicios para el cobro de los servicios que brinda. Los costos en la prestación de los servicios varían de una localidad a otra y están en función de diferentes factores, entre ellos, la disponibilidad del recurso, de las características de los procesos de suministro, potabilización, distribución, recolección y tratamiento de aguas residuales, entre otros (CONAGUA, Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, 2011).

Por otra parte, además de contar con una estructura tarifaria técnicamente bien definida, es necesario que ésta se actualice periódicamente para que no pierda su valor. En la mayoría de los casos las tarifas se actualizan anualmente y en algunos se hace de forma bimestral o mensual. De forma general, la actualización se basa en la definición de un índice de actualización como el Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC) o bien el Salario Mínimo General del área donde se presta el servicio. Sin embargo, en muchos casos, la actualización no se realiza en forma periódica provocando el rezago de las tarifas para el cobro del servicio (CONAGUA, Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, 2011). Aunado a tal rezago, se encuentra el crecimiento demográfico y, en esa inercia, un mayor nivel de demanda del recurso hídrico que no implica costos ambientales, ocasiona un mayor impacto por un incremento en el volumen de descargas de aguas residuales.

Ahora bien, el nivel tarifario, o pago debido, se presenta en una estructura tarifaria, la mayoría de las veces diferenciada por los tipos de usuario (domésticos, comerciales e industriales, entre otros), así como por algún mecanismo de redistribución de costos mediante subsidios cruzados, en que los usuarios marginados son afectados por tarifas menores que aquéllos considerados como no marginados (CONAGUA, Estadísticas del Agua en México, 2011).

Por su parte, las estructuras tarifarias son generalmente de bloques incrementales, es decir, a mayor consumo de agua el precio por metro cúbico es mayor. Además, es-

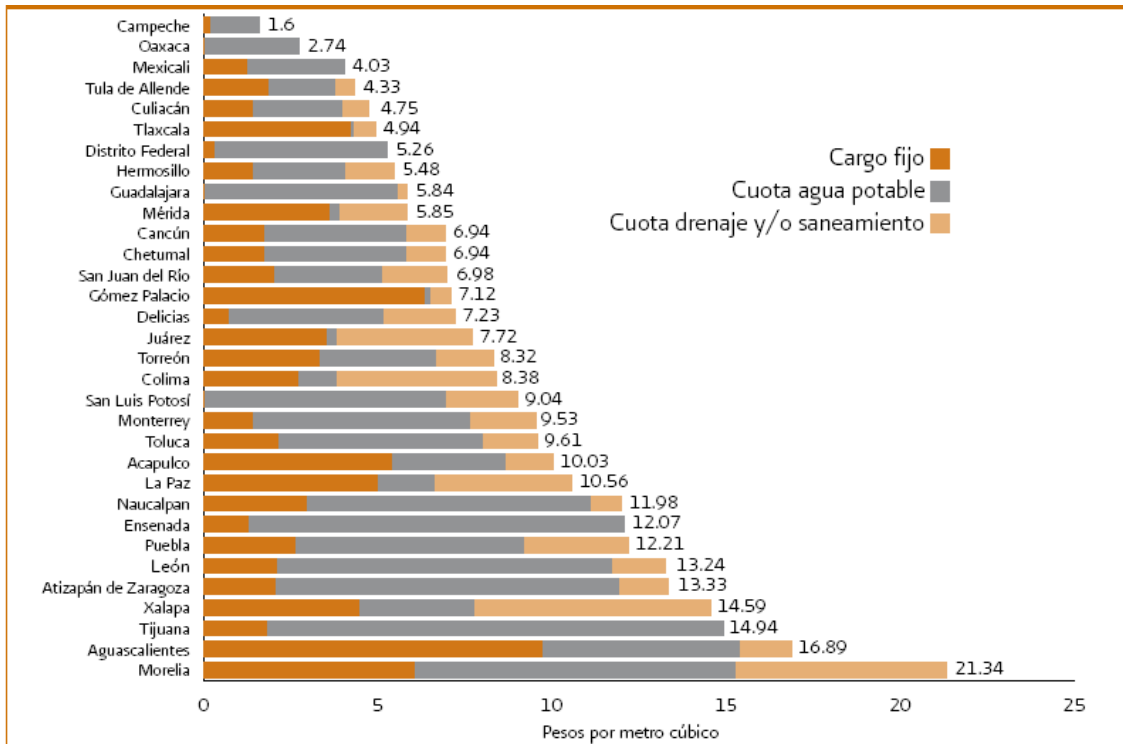
importante mencionar que existe una gran variedad de mecanismos, incluyendo la cuota fija, es decir, cuando el usuario paga una cierta cantidad independientemente de lo que haya consumido (CONAGUA, Estadísticas del Agua en México, 2011). Las tarifas de agua generalmente comprenden:

- Cargos fijos, independientes del volumen empleado.
- Cargos variables por concepto de abastecimiento de agua, en función del volumen empleado.
- Cargos variables por concepto de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, generalmente aplicados como un porcentaje de los cargos por concepto de abastecimiento de agua.

Para tener una proximidad mayor al análisis de las tarifas, se presenta en la siguiente gráfica la aplicación de la tarifa de tipo doméstico a las principales ciudades del país, considerándose que es una tarifa baja y subsidiada para ser accesible a toda la población, clasificándose por tipo de servicio (agua potable, alcantarillado y/o saneamiento).

Como se podrá observar en la gráfica 5, las tres tarifas domésticas más altas corresponden a Tijuana, Aguas Calientes y Morelia; no obstante, al analizar la conformación de dichas tarifas, se repara en que las ciudades que presentan costos fijos muy altos son Aguas Calientes, Gómez Palacio y Morelia; por lo que refiere a la cuota de agua potable, Tijuana, Ensenada y León y Atizapán, están consideradas como las más elevadas; respecto a la cuota de drenaje y alcantarillado, que se encuentran agrupadas, sobresalen nuevamente Xalapa, Morelia y Colima como las- más altas. Cabe mencionar que San Luis Potosí y Guadalajara tienen costos fijos casi nulos, pero sus cuotas de agua potables son bastante elevadas. Lo anterior permite comprender la relevancia que tiene la disponibilidad del agua en la colocación de tarifas, puesto que estas últimas ciudades, en su región hidrológica administrativa, poseen niveles relativamente bajos.

Gráfico 5: Tarifas domésticas por tipo cargos/cuotas en las principales 2009

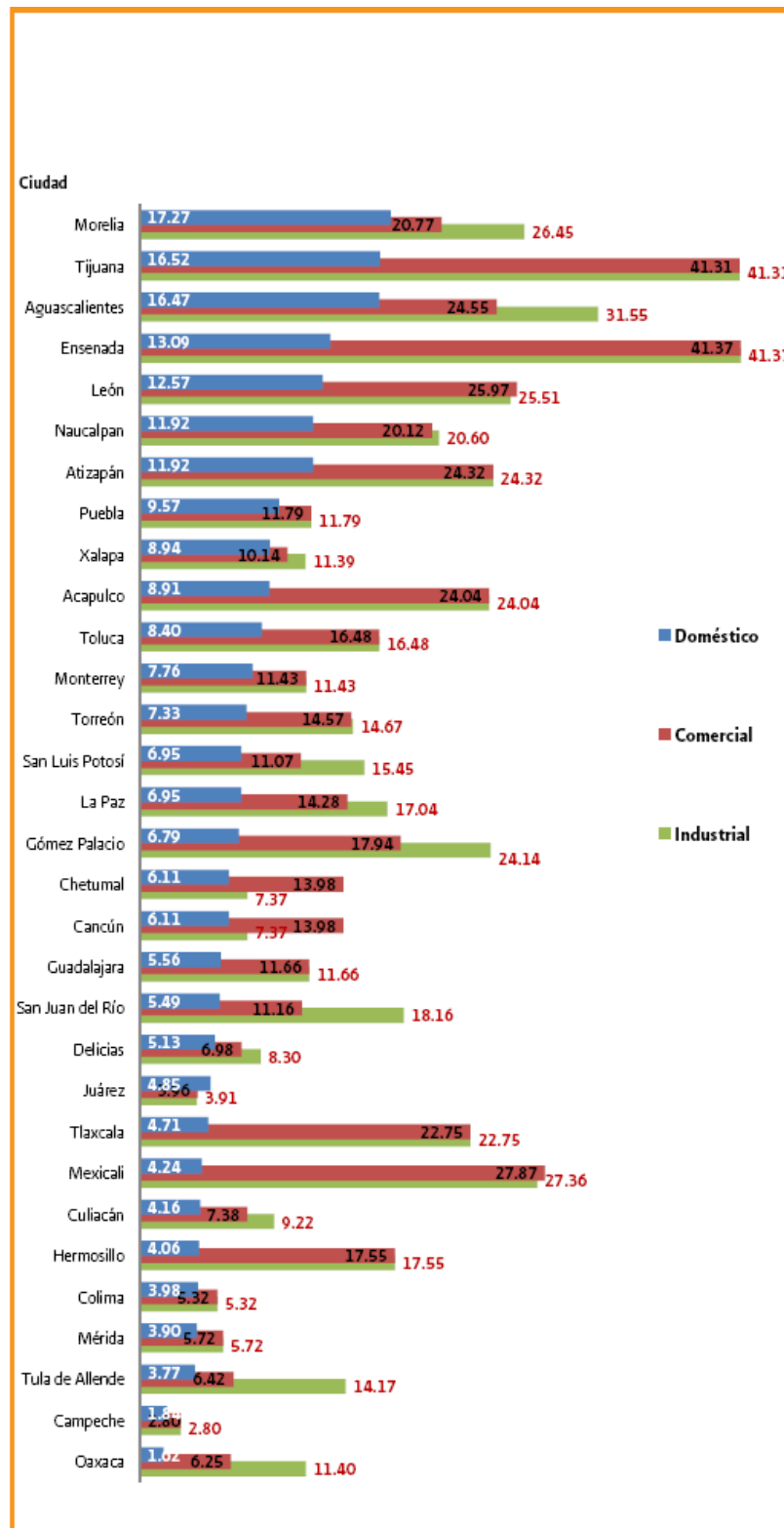


Fuente: Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. CONAGUA, Edición 2011.

Observando la aplicación de tarifas desde otra perspectiva, es decir, por tipo de usuario, la gráfica 6, muestra que las tarifas más altas son presentadas por el tipo doméstico por Morelia, Tijuana y Aguas Calientes; por lo que corresponde al tipo comercial, Tijuana, Ensenada y Mexicali; sobre el tipo industrial, se repiten Tijuana, Ensenada y Mexicali. Entre las tarifas más bajas, por el tipo doméstico, resaltan Tula de Allende, Campeche y Oaxaca; por el tipo comercial, Campeche, Juárez y Colima; y, por el tipo industrial, Campeche, Juárez, Cancún y Chetumal.

Esta gráfica 6 permite ver la diferencia que existe entre la tarifa doméstica, la comercial y la industrial. Esto se debe a que en México es común aplicar los subsidios cruzados en los que los usuarios comerciales e industriales subsidian parcialmente el consumo de los usuarios domésticos.

**Gráfico 6: Tarifas por tipo de usuario en las principales ciudades de México 2010
(Pesos por metro cúbico)**



Fuente: Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. CONAGUA, Edición 2011.

Sin embargo, existen casos donde los tres tipos de tarifas son muy similares entre sí, para determinado rango de consumo; aunque, conforme aumenta el volumen de consumo, es probable que en algunos casos se puedan apreciar mayores diferencias con respecto a la tarifa de los usuarios domésticos.

Dado que la atención principal en el siguiente capítulo será sobre la gestión del agua en Quintana Roo, cabe realizar unas previas apreciaciones sobre las tarifas a su caso; Cancún y Chetumal mantienen las mismas tarifas, pese a que son ciudades que corresponden a diferentes municipios y presentan contrastes económicos muy amplios; respecto a las demás ciudades, la tarifa doméstica es moderada o intermedia, que mucho puede deberse a que mantiene un nivel de disponibilidad per cápita importante en su región hidrológica administrativa y a que su población es pequeña relativamente a las ciudades explosivamente demográficas como en la zona centro y norte del país; la tarifa industrial es relativamente baja, y mucho se debe a que el sector industrial manufacturero escasamente desarrollado, con una aportación de apenas el 2.46% del PIB estatal, mientras que el sector terciario aporta aproximadamente el 85% (INEGI, 2011); por lo mismo que se comenta de la gran aportación del sector terciario, y encontrándose el comercio en tal sector, se podrá observar que la tarifa comercial es elevada, respecto a las tarifas doméstica e industrial de ambas ciudades.

CAPÍTULO IV. ANÁLISIS SOBRE LOS INCENTIVOS ECONÓMICOS APLICADOS AL CONSUMO DEL AGUA EN EL ESTADO DE QUINTANA ROO.

El objetivo de este capítulo es determinar en el actual contexto descentralizado mexicano, cómo responde el nivel de consumo de agua potable a la aplicación de tarifas por tipo de usuario sobre el consumo de dicho recurso por las distintas decisiones de los diferentes niveles subcentrales de gobierno, y saber si dichos gobiernos están fomentando unos consumos medios. Como preámbulo a la introducción de este último capítulo, cabe hacer una breve remembranza de los argumentos presentados en los primeros tres capítulos, con los cuales se forma un marco de análisis de aspectos teóricos-empíricos, de contexto internacional y de contexto nacional que darán soporte y dirección al objetivo recientemente descrito.

En el primer capítulo se realizó una conjugación de teorías que argumentaban descentralización fiscal, aplicación de instrumentos económicos para internalizar las externalidades negativas sobre el medio ambiente, descentralización ambiental y, que cohesionadas, precisaban un argumento a favor de la aplicación de impuestos ambientales a nivel local para eficientar la capacidad institucional de utilizar racionalmente los recursos naturales, identificados como propios de una jurisdicción; así como de regular los efectos contaminantes sobre un recurso y tener una fuente adicional de recaudación para fortalecer las finanzas públicas locales.

En el segundo capítulo, se concluye que la experiencia internacional ofrece evidencia empírica que coincide con los argumentos teóricos de descentralización ambiental, sobre la aplicación de instrumentos económicos dentro de la política ambiental y sobre tributación ambiental local; es decir, se observó la tendencia de dotar de mayores responsabilidades a los gobiernos locales para atender problemas ambientales cuando estos se identifiquen geográficamente en una jurisdicción específica, aún con desbordamientos interjurisdiccionales que, al valorarse como impactos mínimos, no provocan una carrera hacia el fondo (Oates, 1999); asimismo, cuando los problemas ambientales tienen impactos interestatales o transnacionales, la gestión ambiental debe realizarse a un nivel superior, según corresponda; y también, se ofrecieron argumentos para aplicar impuestos ambientales tanto a nivel nacional, como a nivel local, que por un lado mejoren la calidad ambiental, y por otro lado establezcan incentivos de racionalidad en el uso de los recursos naturales.

En el tercer capítulo, el panorama que ha mostrado México sobre la descentralización fiscal y ambiental ha sido de significativo avance, en especial en el tema del manejo del agua, ya que las entidades federativas, e incluso los municipios, han alcanzado mayores responsabilidades al respecto; sin embargo, la aplicación de impuestos ambientales a nivel nacional han sido reducidos, y los costos ambientales de la explotación del recurso hídrico se implementan de forma centralizada mediante la recaudación que realiza la CONAGUA; y, por tanto, la aplicación de tarifas de agua potable en niveles subcentrales sólo incluyen costos y conceptos económicos.

Partiendo de las tres conclusiones que arrojaron los previos capítulos, y para que el objetivo del presente capítulo sea cumplido, se plantea en un primer apartado un análisis sobre la descentralización fiscal y la descentralización ambiental para el Estado de Quintana Roo, con lo cual se logrará una mayor aproximación, desde lo local, sobre los argumentos teóricos presentados en el primer capítulo; y los empíricos, respecto a las tendencias internacionales y nacionales, presentados en el segundo y tercer capítulos, respectivamente.

En un segundo apartado, se realiza un diagnóstico sobre el manejo institucional del agua en el Estado de Quintana Roo, que proporcionará información sobre qué instituciones públicas o privadas tienen funciones de control y regulación sobre la extracción, uso, desecho y contaminación sobre el recurso hídrico. Adicionalmente, se aborda información específica sobre el agua, su uso y las tendencias mostradas a través del tiempo.

Finalmente, en un tercer apartado, se propone la elaboración de un modelo econométrico, el cual tiene como propósito mostrar que las entidades federativas, especialmente el Estado de Quintana Roo, han diseñado un esquema de tarifas sobre el consumo del agua de forma tal que estos instrumentos puramente económicos sobre el agua no racionalizan su consumo y no compensan los daños ambientales originados por el excesivo volumen de descarga de aguas residuales, puesto que no consideran el costo ambiental en dichas tarifas. Asimismo, se realiza una discriminación de tarifas de tres tipos de usuarios, el doméstico, el industrial y el comercial, con la finalidad de saber cómo afecta cada uno a la variable dependiente, consumo de agua potable.

4.1 Descentralización fiscal y ambiental en Quintana Roo

4.1.1 Panorama económico del Estado de Quintana Roo

Localizado en la Península de Yucatán, el Estado de Quintana Roo está conformado por 10 municipios, siendo su capital, ubicada en la zona sur, la ciudad de Chetumal. En materia de actividades productivas, el turismo ha sido el motor del crecimiento económico del Estado en los últimos años, permitiéndole a la entidad dar ocupación en forma sostenida, no sólo a la mayor parte de su fuerza de trabajo, sino a buena parte de la corriente migratoria proveniente principalmente de las entidades circunvecinas,

especialmente del sur del país. Los beneficios del desarrollo económico se han manifestado principalmente en la zona norte, en donde hasta ahora se concentra la actividad turística, y en la zona sur, se presenta un fuerte contraste, ya que los rezagos son mayores desde la perspectiva de grado de desarrollo humano (Méndez, 2008).

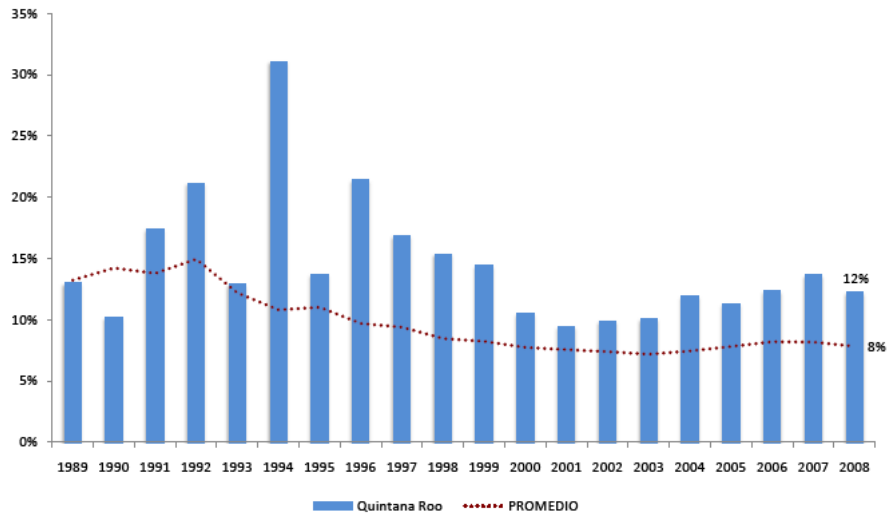
Dado que el comercio, restaurantes, hoteles y servicios financieros e inmobiliarios y de alquiler relacionados con la industria turística aportan casi el 50% del PIB estatal (INEGI, 2011), se considera que ante un mayor ritmo de crecimiento económico y crecimiento demográfico, se intuye que habrá, por tanto, una mayor demanda de agua.

Mencionadas algunas características principales sobre las actividades económicas y los impactos del sector más importante en la economía del Estado de Quintana Roo, y compaginándolo con los efectos sobre el nivel de consumo de agua, tenemos un punto de partida para iniciar el desarrollo del primer apartado de este capítulo, en el que se precisan los argumentos teóricos planteados desde el primer capítulo en lo que corresponde a la descentralización fiscal y ambiental.

4.1.2 Descentralización fiscal

Sobre la descentralización fiscal que se ha dado en Quintana Roo, en la siguiente gráfica se muestra una tendencia negativa de la autonomía fiscal del estado en cuanto a la generación de ingresos propios respecto a los recibidos en las participaciones transferidas por el gobierno federal de 1996 al 2001, no obstante, es a partir de 2001 que la tendencia se vuelve positiva alcanzando el máximo en 2007 y reduciéndose ligeramente a 12% en el 2008. Es curioso que en 1994 que son tiempos de crisis se haya tenido una autonomía fiscal del 30% respecto a los ingresos totales, pero esto se debió a una entrada fuerte de recursos en el rubro de “por cuenta de terceros”, independiente de las transferencias federales, lo que implicó que los ingresos estatales hayan representado un mayor porcentaje.

**Gráfico 7: Autonomía fiscal en Quintana Roo 1989-2008
(Ingresos propios entre ingresos totales)**

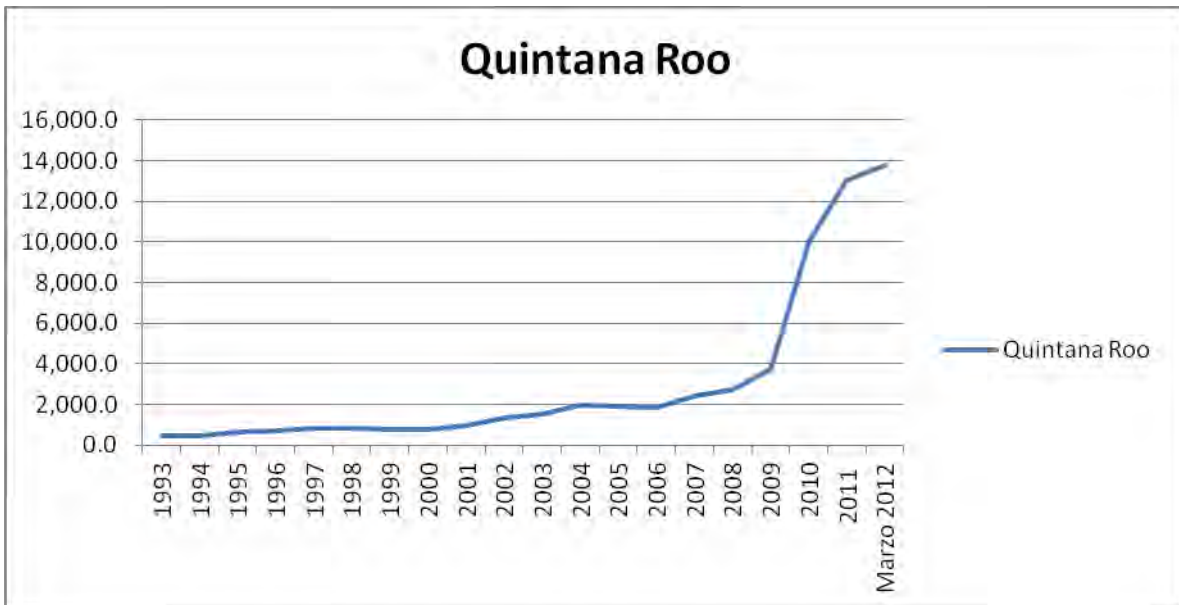


Fuente: (IMCO, 2010)

La descentralización fiscal ha avanzado significativamente en México como se ha mostrado en el capítulo anterior, aunque no a un ritmo satisfactorio, de tal manera que Quintana Roo, siendo un Estado que genera en cifras actualizadas el 1.5% del PIB nacional y recibe por participaciones federales el 86% del total de sus ingresos⁴ (INEGI, 2011), es decir, que solamente el 14% son generados como ingresos propios.

⁴ Ingresos totales que no incluyen financiamiento por ser excesivo en ese año, que sigue de: ingresos totales= 29, 908, 394, 000 menos financiamiento=12,448,745067, y participaciones federales totales=15,017,464,000.

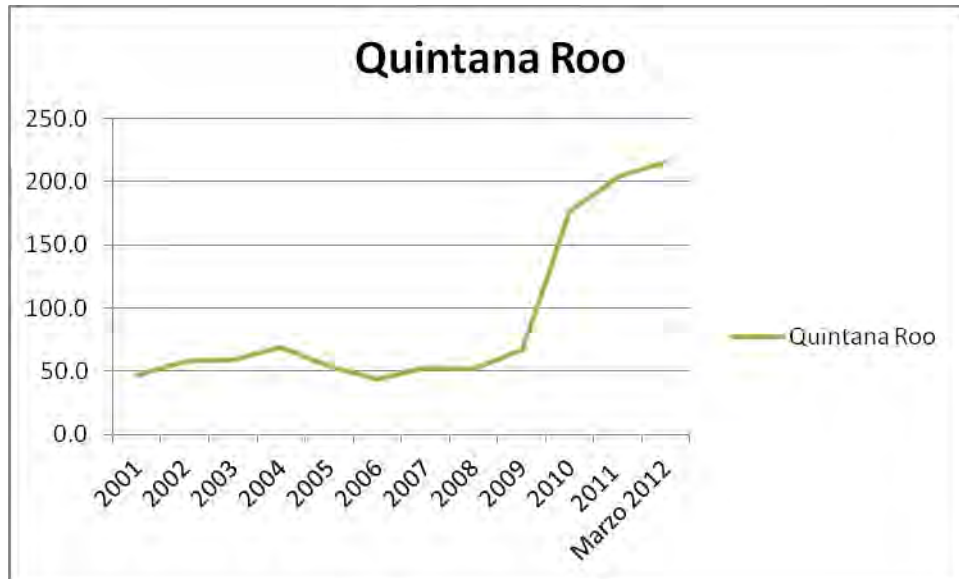
Gráfico 8: Deuda pública en Quintana Roo 1993-2009



Fuente: Elaboración propia con datos de la SHCP 2012, deuda pública de las entidades federativas, (SHCP, 2012).

Lo anterior nos lleva a seguir los argumentos teóricos sobre federalismo fiscal presentados en el primer capítulo, nos indica que un gobierno puede tomar malas decisiones cuando los recursos son en su mayoría provenientes del gobierno federal o central, como lo fue el endeudamiento de aproximadamente 14 mil millones en el año 2012 (ver gráfica 8 y 9), cuando las participaciones federales eran superadas por casi el doble por el endeudamiento del Estado.

Gráfico 9: Deuda como porcentaje de las participaciones en ingresos federales por entidad federativa (Deuda/Participaciones).



Fuente: Elaboración propia con datos de SHCP, (SHCP, 2012)

Lo anterior no ha sido peor, puesto que existen instituciones bancarias que presionan sobre la disciplina financiera y fiscal de los organismos gubernamentales, y existe un mercado desarrollado como lo es la fuerte actividad turística, dos puntos claves que menciona Oates (1999) para no caer en comportamientos irracionales en una situación de restricciones presupuestales débiles.

4.1.3 Descentralización ambiental

En cuanto a la descentralización ambiental, el Estado de Quintana Roo ha sido partícipe de los cambios acontecidos en la asignación de nuevas responsabilidades por parte del gobierno central en el año 1988, al decretarse la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente (LGEEPA), donde se describen en el artículo 7 las facultades que desempeñarán las entidades federativas en materia ambiental. Con la promulgación de esta ley, cada entidad federativa debió expedir su Ley Estatal del Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente, así como el correspondiente reglamento, como así sucedió con la respectiva ley en el Estado de Quintana Roo.

La transferencia de facultades en materia ambiental del poder legislativo federal al estatal, implicó el principio de descentralización, pero su alcance se ha tornado mayor cuando se ha propiciado la participación de las legislaturas locales, dado que son las que expresan y argumentan sus necesidades sobre la materia. Como se ha mencionado, tales facultades están contempladas en el artículo 7 de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente, entre las que destaco para el presente estudio las establecidas en la fracción II, que refiere a “La aplicación de los instrumentos de política ambiental previstos en las leyes locales en la materia, así como la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente que se realice en bienes y zonas de jurisdicción estatal, en las materias que no estén expresamente atribuidas a la Federación”; y la fracción VIII, la cual consiste en “La regulación del aprovechamiento sustentable y la prevención y control de la contaminación de las aguas de jurisdicción estatal; así como de las aguas nacionales que tengan asignadas (LGEEPA, 2012; pág. 8)”.

Sobre los instrumentos de política ambiental y sobre el manejo de aguas de jurisdicción estatal, nos es relevante revisar lo relativo en el marco normativo estatal. En la Ley Estatal de Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente del Estado de Quintana Roo (LEEPAQROO), publicada en el año 2001, se precisan en el artículo 5 las atribuciones del Estado, como han sido establecidas en el artículo 7 de la LGEEPA (2012), y al seguir revisando sobre los instrumentos de política ambiental en la normatividad estatal, encontramos que entre uno de los objetivos de política ambiental descritos en el artículo 10, en la fracción X, se menciona la prevención de la contaminación ambiental, para lo cual entre uno de los instrumentos establecidos en el artículo 11, se menciona en su fracción VIII, la aplicación de incentivos que prevea la ley estatal en cuestión; esto nos lleva hasta el artículo 53, que establece que “La Secretaría⁵ y los Municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, diseñarán, desarrollarán y aplicarán instrumentos económicos que incentiven el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental, y mediante los cuales se buscará (Roo, 2001).

⁵ Secretaría Estatal de Ecología o de Medio Ambiente, según sea el caso para el Estado de Quintana Roo.

- I. Promover un cambio en la conducta de las personas que realicen actividades industriales, comerciales y de servicios, de tal manera que sus intereses sean compatibles con los intereses colectivos de protección ambiental y de desarrollo sustentable;
- II. Fomentar la incorporación de información confiable y suficiente sobre las consecuencias, beneficios y costos ambientales, al sistema de precios de la economía;
- III. Promover el otorgamiento de incentivos a quien realice acciones para la protección, aprovechamiento sustentable, preservación o restauración del equilibrio ecológico, así como programas de difusión y educación ambiental. Asimismo, deberán procurar que quienes dañen el ambiente, hagan uso indebido de recursos naturales o alteren los ecosistemas, asuman los costos respectivos;
- IV. Promover una mayor equidad social en la distribución de costos y beneficios asociados a los objetivos de la política ambiental; y
- V. Procurar su utilización conjunta con otros instrumentos de política ambiental, en especial cuando se trate de observar umbrales o límites en la utilización de ecosistemas, de tal manera que se garantice su integridad y equilibrio, la salud y el bienestar de la población (Roo, 2001)".

Hasta aquí podemos ir asimilando que la descentralización ambiental en México ha contemplado la idea de que la aplicación de instrumentos económicos para los objetivos de la política ambiental son útiles para lograrlos, como se ha mencionado en el previo capítulo, y, en un sentido de prevención de contaminación ambiental sobre determinados recursos naturales en el margen de la jurisdicción estatal, se consideraría que un impuesto o tributo sobre el consumo del agua sería un incentivo o, mejor dicho, un desincentivo o desestímulo económico para anticiparse a una contaminación ambiental ocasionada por grandes volúmenes de descarga de aguas residuales, aludiendo a un consumo desmedido o excesivo del recurso hídrico, esto permitiría dirigir los costos a los que dañen el medio ambiente por un consumo excesivo del agua, y así su desecho; y, también, permitiría mantener la calidad del agua para consumo humano en un sentido de integrar costos ambientales al sistema de precios de la economía.

En secuencia a lo anterior, y a modo de seguir interpretando los preceptos legales en materia ambiental a nivel estatal, toma gran relevancia discutir lo expresado en el artículo 54, que establece que "Se considerarán instrumentos económicos los mecanismos-

normativos y administrativos de carácter fiscal, financieros o de mercado, mediante los cuales las personas asuman los beneficios y costos ambientales que generen sus actividades económicas, incentivándolas a realizar acciones que favorezcan el ambiente: Se considerarán instrumentos económicos de carácter fiscal, los estímulos fiscales que incentiven el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental. En ningún caso, estos instrumentos se establecerán con fines exclusivamente recaudatorios” (Roo, 2001).

En el afán de hacer una interpretación objetiva, asumiendo nula vaguedad o ambigüedad sobre este precepto legal, se establece que el gobierno del Estado de Quintana Roo posee las atribuciones legales para aplicar instrumentos económicos y trasladar costos ambientales a quienes hacen uso indebido de los recursos naturales, y dado que la aplicación de un tributo ambiental sobre el agua no tiene fines exclusivamente recaudatorios, su aplicación se encontraría dentro de los cauces legales de la competencia estatal; no obstante, la recaudación con objetivos ambientales se realiza en México a nivel centralizado, ejemplificando el cobro de derechos de agua por parte de la CONAGUA.

De forma resumida, hasta aquí he presentado de forma económica y cuantitativa la idea de descentralización fiscal en Quintana Roo, y de una manera normativa y cualitativa lo referente a la descentralización ambiental y, finalmente, en un acto de conjugarlas, como lo he venido haciendo desde el primer capítulo con el aspecto teórico, he encontrado un respaldo normativo sobre la aplicación de tributos ambientales a nivel estatal con la finalidad de internalizar externalidades negativas sobre el medio ambiente.

4.2 Marco institucional y gestión del agua en el Estado de Quintana Roo

4.2.1 Instituciones o dependencias gubernamentales encargadas de la gestión del agua

Habiendo abordado los temas de descentralización fiscal y ambiental en el apartado previo, el presente apartado parte de la idea de un marco institucional descentralizado en el que el Estado de Quintana Roo, como gobierno local, tiene determinadas facultades sobre la gestión del agua.

Cómo ha sido comentado en el capítulo anterior, la CONAGUA es un organismo nacional desconcentrado de la SEMARNAT que tiene funciones específicas sobre la gestión del agua, por lo que al hablarse de un contexto descentralizado a nivel estatal, las comisiones estatales de agua son las que toman importancia en una gestión directa de dicho recurso. En Quintana Roo, el órgano gubernamental que toma la atención en la gestión del agua, denominado Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA), el cual se sustenta jurídicamente en La Ley de Agua Potable y Alcantarillado de Quintana Roo (LAPA), hace viable la instrumentación jurídica del Programa de Pago de Servicios Ambientales por Desempeño Hidrológico en tanto condiciona la modificación de las tarifas en función de la disponibilidad de los recursos hídricos.

La Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Quintana Roo cuenta con facultades para administrar el programa (la fracción VIII del artículo 19 de la LAPA la faculta para realizar las gestiones necesarias con el fin de obtener créditos y aportaciones económicas oficiales o particulares, promoviendo la constitución de fondos para el ejercicio de programas y cumplimiento de sus objetivos) (Roo C. d., 2008).

4.2.2 El agua en Quintana Roo

Partiendo de lo dicho en el capítulo anterior, cabe retomar la parte de la administración regional del recurso hídrico; recordemos que las cuencas del país se encuentran organizadas en 37 regiones hidrológicas y, a su vez, se agrupan en las 13 regiones hidrológico-administrativas (RHA), de las cuales la doceava corresponde a la Península de Yucatán, y siendo que Quintana Roo pertenece a la cuenca hidrográfica número XII, la disponibilidad de agua anual es cercana a los 29.6 kilómetros cúbicos, posicionándose en la quinta región con mayor disponibilidad en México (CONAGUA, 2010).

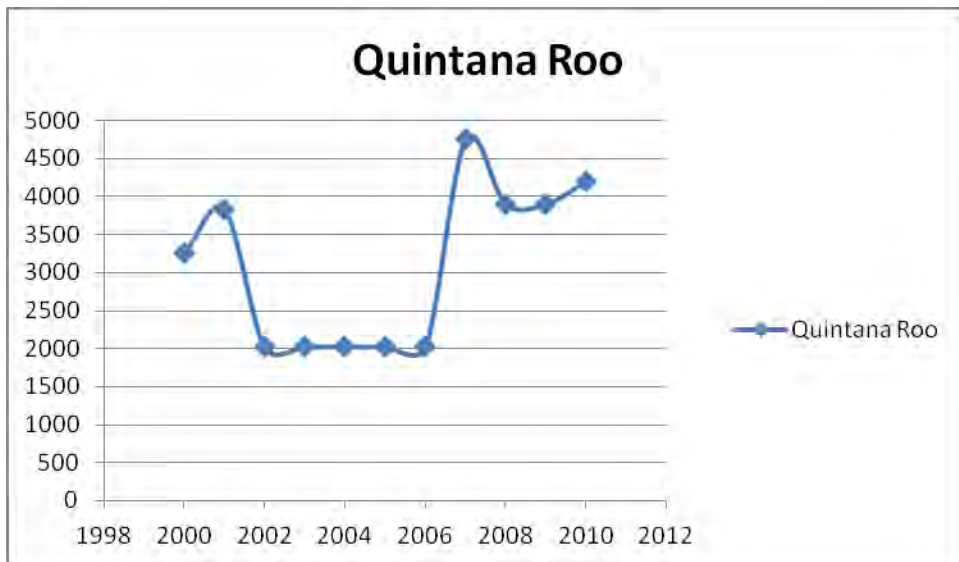
Gráfico 10: Disponibilidad del agua (Metros cúbicos por habitante al año).



Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI 2000-2009 (INEGI, INEGI, 2011).

El gráfico 10 muestra la disponibilidad del agua per cápita y por metros cúbicos al año, así como también muestra una tendencia negativa muy marcada a partir del año 2004 sobre la disponibilidad del agua en la región hidrográfica correspondiente a la Península de Yucatán, lo que significaría que se generen conflictos en el abastecimiento del agua potable y un incremento de tarifas.

Gráfico 11: Agua suministrada (litros por segundo).



Fuente: Elaboración propia con datos de SEMARNAT. CONAGUA. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (varios años). México, D.F., 2010. (INEGI, INEGI, 2012)

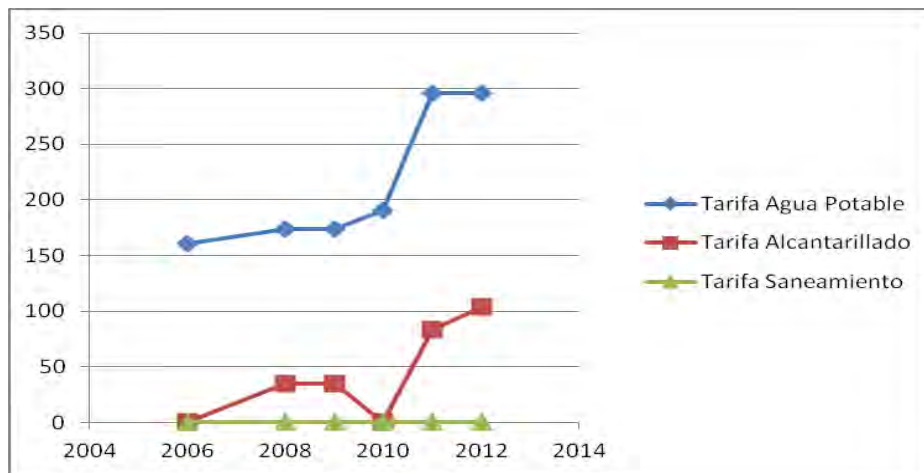
En el gráfico 11, es comprensible que del año 2002 al 2006 se haya tenido un nivel de 2000 litros por segundo, debido a la caída en la disponibilidad del agua presentada en el año 2004, que en comparación del año 2000 que alcanzó un nivel cercano a los 4000 litros por segundo; sin embargo, es poco entendible que cuando la disponibilidad seguía cayendo a menores niveles en el año 2006, es en el año 2007 cuando el agua suministrada alcance un nivel cercano a los 5000 litros por segundo, pero que podría aproximarse a una aplicación de inversiones en infraestructura de agua potable en la que se haya alcanzado una mayor cobertura del servicio, tanto en la comunidad rural como urbana en Quintana Roo.

Por otra parte, en lo que corresponde a las tarifas cobradas sobre el agua en Quintana Roo, son los Organismos Operadores de los sistemas de abasto de agua, quienes formularán anualmente un estudio socioeconómico que permita conocer la necesidad de revisar y modificar en su caso, las tarifas conforme a las cuales se cobrará la prestación de los servicios de agua potable, drenaje y al alcantarillado. Los estudios a que se refiere, se realizarán considerándose en todo caso, las condiciones socioeconómicas de la población, el gasto corriente de los Organismos Operadores, el costo de las obras que se requieran por los sistemas para su mantenimiento, ampliación, rehabilitación o mejoras, la disponibilidad de los recursos hidráulicos, así como el número de metros cúbicos de agua consumida y el uso autorizado (LAPA, 2008).

En el artículo 7 de la ley de cuotas y tarifas para los servicios públicos de agua potable y alcantarillado, tratamiento y disposición de aguas residuales del Estado de Quintana Roo, expresa que “El monto de las cuotas y tarifas que se establecen en este ordenamiento, se actualizarán mensualmente en la misma proporción en que lo haga el índice Nacional de Precios al Consumidor que publique el Banco de México en el Diario Oficial de la Federación, dicho factor se obtendrá dividiendo el índice nacional de precios al consumidor del mes anterior, al más reciente del período entre el citado índice correspondiente al mes anterior, al más antiguo de dicho período, salvo las relacionadas con el uso doméstico para las cuales se considerarán los incrementos al salario mínimo vigente en el Estado” (Roo H. C., Congreso de Quintana Roo, 2011).

Adicionalmente, las tarifas de consumo doméstico, comercial, industrial, hotelero, de servicios generales a la sociedad y parques acuáticos, podrán ser actualizadas cada vez que exista un incremento en el costo de la energía eléctrica, aplicándoles el porcentaje resultante de multiplicar un factor del 30% al incremento porcentual de la energía eléctrica (Roo H. C., Congreso de Quintana Roo, 2011).

Gráfico 12: Tarifa doméstica de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.



Fuente: Elaboración propia con datos de la Ley de Tarifas de Quintana Roo

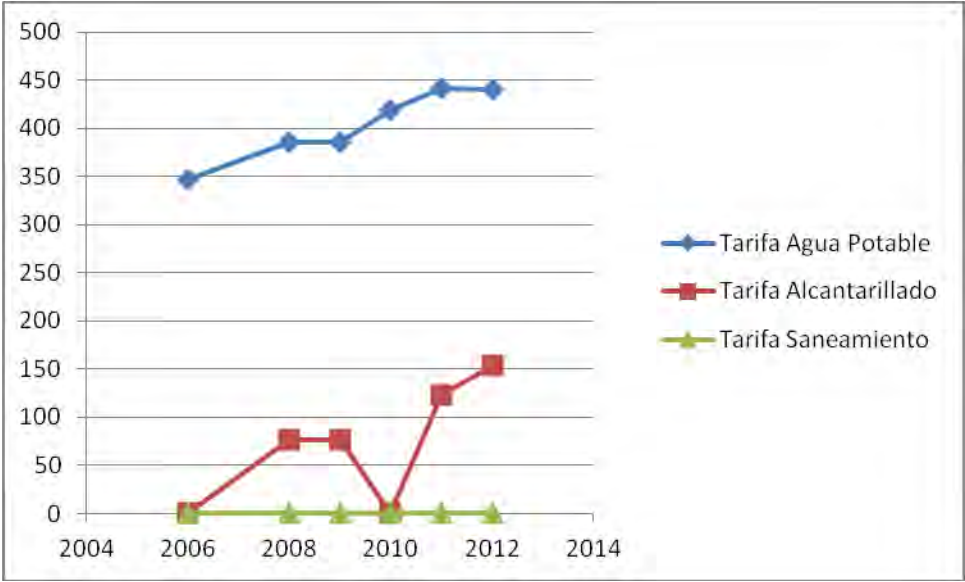
Sobre la tarifa doméstica (ver gráfico 12) de agua potable se observa que a partir del 2006 se tiene un incremento tal como el presentado en el agua suministrada, a lo cual se anticiparía que en el modelo a desarrollar en el tercer apartado se presente una relación positiva, lo cual no sería extraño, toda vez que existe un subsidio (Ver Anexo 1) del 50% en cuota base⁶ y 45% en cuota adicional, en un rango de consumo de 21 a 41 metros cúbicos –definidos en la tabla de tabulación de la Ley de Cuotas y Tarifas para los-

⁶ Artículo 45 (Ley de Tarifas de Quintana Roo) .- Para identificar la cuota total que se deberá pagar conforme a las tarifas que se detallan en los artículos anteriores, deberán observarse los siguientes lineamientos:

- I. Se identificará el consumo del medidor, cantidad a la que se le denominará “metros cúbicos consumidos”;
- II. Se identificará el rango que le corresponde entre las dos primeras columnas para ubicar la cuota base a pagar;
- III. A la cantidad de “metros cúbicos consumidos”, se deberá restar la cantidad que aparece en la primera columna, límite inferior; la cantidad que resulte se denominará “metro cúbicos consumidos adicionales”;
- IV. La cantidad que corresponda a “los metros cúbicos consumidos adicionales”, se multiplicará por la cantidad que le corresponde de la última columna, cuota adicional por M3, la cantidad que resulte se denominará “cuota adicional a pagar”; y
- V. Se sumará la “cuota base a pagar” a la “cuota adicional a pagar”, con lo que se obtendrá la cantidad total a pagar.

Servicios Públicos de Agua Potable y Alcantarillado, Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales del Estado de Quintana roo, Artículo 39- que año con año incrementa la población y los proyectos de provisión del servicio de agua potable, por lo que cada vez se alcanza mayor cobertura; por otro lado, también es observable una relación con la misma tendencia entre la tarifa de agua potable y de alcantarillado, aunque las tarifas son notoriamente diferenciadas; por lo que corresponde a la tarifa de saneamiento, los cobros aún no se aplican en Estado de Quintana Roo, pero ya en otras entidades federativas.

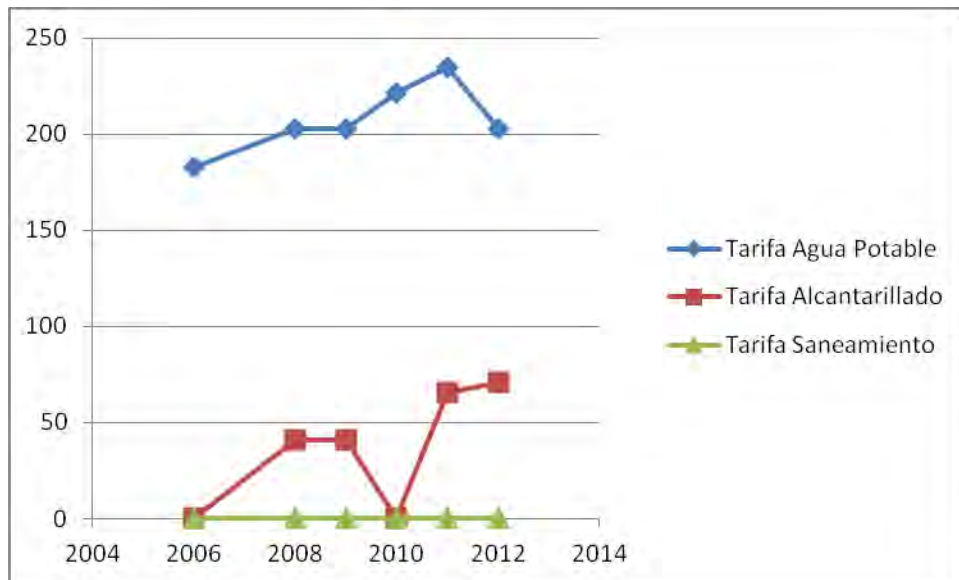
Gráfico 13: Tarifa comercial de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.



Fuente: Elaboración propia con datos del Sistema Nacional de Tarifas. CONAGUA 2012.

En complemento a lo previamente mencionado, las tarifas comerciales (ver gráfico 13) son mucho mayores que las tarifas domésticas, aun considerándose subsidios.

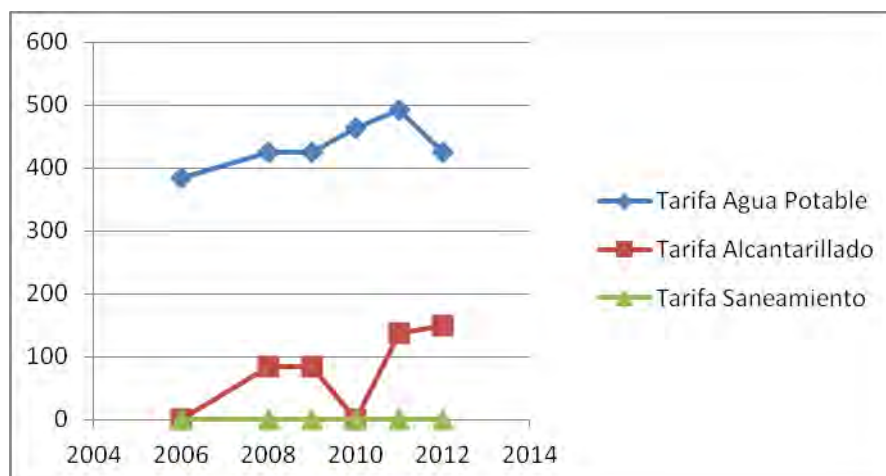
Gráfico 14: Tarifa industrial de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.



Fuente: Elaboración propia con datos del Sistema Nacional de Tarifas. CONAGUA 2012.

Dadas las condiciones económicas de Quintana Roo, se sabe que su industria manufacturera es poco desarrollada, que la disponibilidad del agua está por arriba del promedio y, por tanto, las tarifas industriales (ver gráfico 14) son bajas y sin subsidios, por lo que se puede deducir que en lugares altamente industrializados se utilizan menores volúmenes de agua que en los lugares poco industrializados en cuestión proporcional, y mucho puede deberse a industrias con mejores prácticas para utilizar menos agua dado que las tarifas son elevadas en zonas industrializadas; en contraste, las tarifas hoteleras mostradas en el gráfico 15, son tan altas como las comerciales, pero no tienen subsidios, y el sector hotelero es uno de los más desarrollados en la zona norte del Estado, demandando volúmenes de agua en importantes cantidades, no obstante, por falta de datos cronológicos, no se considerará en el análisis econométrico.

Gráfico 15: Tarifa hotelera de agua potable, alcantarillado y saneamiento (2006-2012) por 30 m3/mes.



Fuente: Elaboración propia con datos del Sistema Nacional de Tarifas (CONAGUA, Sistema Nacional de Tarifas de Agua, 2012)

Mientras más industrias, mayor demanda, y mayor es el precio, así que bajo este contexto, el precio es elástico ante una variación de la tarifa del agua, puesto que afecta el costo de producción. Es en ese sentido que el comercio y la industria, que demandan mayores cantidades de agua, implican una mayor tarifa, aparte de que en Quintana Roo, y posiblemente en todo México, no se manejan subsidios al sector industrial ni al hotelero; por tanto, los impactos pueden considerarse grandes y negativos sobre el consumo de agua.

4.3 Modelo econométrico sobre el impacto de las tarifas domésticas, industriales y comerciales en el consumo de agua: Quintana Roo en el contexto nacional

En este apartado se propone la especificación de un modelo que explique la aplicación de tarifas discriminatorias sobre el consumo de agua potable en México, incorporando en dicha estimación el contexto de descentralización que afecta a dichos cobros. Para ello, se inicia con la exposición de los motivos que justifican la realización de este ejercicio, el cual contribuirá a explicar este tema. Posteriormente, se describen las hipótesis a contrastar y las variables a utilizar. Entonces, se concluye el apartado presentando la especificación y los principales resultados de la estimación del modelo.

El motivo de llevar a cabo un estudio relacionado al tema de la fiscalidad ambiental del agua está vinculado con el hecho de que en la literatura internacional revisada se encuentran escasos trabajos empíricos que analicen las consecuencias que la descentralización de la tributación ambiental o instrumentos económicos (tarifas de agua), pueda tener; así como el hecho de que en México, a nivel subcentral, se han implementado, casi nulamente, tributos ambientales sobre el recurso natural en cuestión.

La presente investigación, se centra en la comprobación empírica de si todas las entidades federativas disponen de tarifas medias económicas -no ecológicas, puesto que son centralizadas en el cobro de derechos de agua- que desincentiven el consumo de agua, aspecto que se considera crucial en el diseño de tributos o precios correctores. Adicionalmente se pretende contribuir a los estudios empíricos sobre la necesidad de la aplicación de tributos ambientales al caso de los gobiernos subcentrales en México, cuando no se generen los suficientes desincentivos al consumo de agua por simples tarifas que cubran aspectos, esencialmente, económicos.

Las limitantes a las que se enfrenta este trabajo es la variedad de tarifas y rangos mínimos y máximos que presenta la estructura organizativa subcentral mexicana, además de las grandes restricciones que afectan a la posibilidad de realizar estudios econométricos basados en series cronológicas. Sin embargo, se considera que esta dificultad se solventa, al menos parcialmente, trabajando con datos panel, lo que permitirá operar con 5 períodos (2006-2010) y 24 entidades federativas, o 22 entidades según se requiera excluir el posible sesgo que comúnmente provocan el Distrito Federal y el Estado de México; también se facilita el examen de los comportamientos dispares que pueden presentar las diferentes entidades.

Otra limitación es que aún no se tienen datos sobre impuestos o tributos ambientales sobre el agua a nivel local, ni siquiera una tarifa de saneamiento, como ocurre en el caso de Quintana Roo; no obstante, se utilizarán tres tipos de tarifas de usuarios para alcanzar resultados relevantes. A pesar de ser 31 entidades federativas y un distrito federal, el Sistema Nacional de Tarifas de Agua sólo tiene secuencia y completitud de datos para una muestra de 24 estados, lo que reduce el poder explicativo del modelo.

Además de la dificultad que supone una realidad tan diversa como la situación de las distintas entidades federativas en México, subsiste un problema adicional: la carencia de estadísticas desagregadas o con secuencia cronológica, lo que no permite incluir más variables independientes o explicativas al modelo. Por un lado, se garantiza la homogeneidad de la información al utilizar como fuentes únicas, la información suministrada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y la proporcionada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA); y por otro lado, se utilizan sólo las series que cuentan con datos completos en los 5 períodos mencionados.

Finalmente, es preciso señalar que la utilización de valores agregados a escala estatal en las estimaciones de demanda de agua puede ser motivo de crítica al dejar fuera, o no analizar a profundidad, la posible influencia de los comportamientos individuales de los distintos municipios o agentes más específicos. Empero, la imposibilidad de contar con información más desagregada obliga el proceder de esta forma.

4.3.1 Hipótesis a estimar

Una vez en esta fase, es posible plantear las hipótesis que se pretenden contrastar sobre las variables a utilizar, en cuanto a sus valores y signos esperados. Prácticamente, se desea esclarecer en qué medida las tres diferentes tarifas (doméstica, comercial e industrial) desincentivan el consumo de agua y, por tanto, anticipar el impacto que pudiera tener la introducción de una figura tributaria de carácter ambiental que introduzca desestímulos adicionales sobre el consumo de agua a nivel subcentral. De no generarse los desincentivos suficientes o significativos que reduzcan el nivel de consumo, se podrá concluir que existen algunos gobiernos subnacionales que están diseñando de forma incorrecta sus tarifas, al fijar un nivel de precio social por debajo del óptimo. Por consiguiente, si el establecimiento de las diferentes tarifas son altas y, aun así, no provocan importantes reducciones en el consumo de agua, la aplicación de un impuesto o tributo ambiental, quizás no provocando una reducción de gran impacto en el nivel de consumo de agua, sí generará efectos ambientales, en tanto que se garantice el cumplimiento del principio de quién contamina paga por el daño ambiental provocado.

En complemento a las tres variables explicativas previamente mencionadas, surge la importancia de incluir la variable de Producto Interno Bruto o renta per cápita por entidad-

federativa como una característica poblacional. La variable a explicar, Consumo de agua potable, refiere al agua potable suministrada en litros por segundo (QPC_{it}), por lo que se realiza una equivalencia a metros cúbicos para homogeneizarla con las demás variables, y se asigna el subíndice i para las 24 entidades federativas y t a cada periodo (2006-2010).

Tabla 7: Signos esperados de las variables independientes.

SIMBOLO	VARIABLE	SIGNO
APD _{it}	Tarifa doméstica de agua potable por entidad federativa	POSITIVO
APC _{it}	Tarifa comercial de agua potable	NEGATIVO
API _{it}	Tarifa industrial de agua potable por entidad federativa.	NEGATIVO
PIBPC _{it}	Producto Interno Bruto per cápita por entidad federativa.	POSITIVO

Fuente: Elaboración propia

- a) Tarifa de agua potable doméstica (APD_{it}): Determinar en qué medida la tarifa media doméstica pagada por el consumo de agua afecta a la demanda de agua en cada entidad federativa, puesto que cabe esperar que el agua sea un bien que presente una variación inelástica, por ser una tarifa subsidiada y baja. Se contrastará esta hipótesis a través de la tarifa media por metro cúbico en pesos constantes. Bajo dicha hipótesis, el signo esperado para el coeficiente de dicha variable será positivo.

- b) Tarifa de agua potable comercial (APC_{it}): Determinar en qué medida la tarifa media comercial pagada por el consumo de agua afecta a la demanda de agua en cada entidad federativa, puesto que cabe esperar que el agua sea un bien que presente una variación elástica, que pese a ser una tarifa subsidiada, es alta. Se contrastará esta hipótesis a través de la tarifa media por metro cúbico en pesos constantes. Bajo dicha hipótesis, el signo esperado para el coeficiente de dicha variable será negativo.

- c) Tarifa de agua potable industrial (API_{it}): Determinar en qué medida la tarifa media industrial pagada por el consumo de agua afecta a la demanda de agua en cada-

entidad federativa, puesto que cabe esperar que el agua sea un bien que presente una variación elástica, que pese a ser una tarifa subsidiada, es alta. Se contrastará esta hipótesis a través de la tarifa media por metro cúbico en pesos constantes. Bajo dicha hipótesis, el signo esperado para el coeficiente de dicha variable será negativo.

- d) Producto Interno Bruto per cápita ($PIBPC_{it}$): Uno de los fundamentos teóricos de la microeconomía, es que la relación entre el PIB *per cápita* (*Ingreso*) y el consumo de agua potable (demanda) responde al hecho de que la renta es un factor determinante de la demanda de los bienes. Por tanto, se puede tener evidencia si la elasticidad de la demanda de agua frente a la renta es positiva al tratarse de bienes normales. Para esta variable (construida como la renta *per cápita* en cada entidad federativa) se debería obtener un signo positivo.

4.3.2 Especificación del modelo

En esta etapa, se pretende determinar la relación que existe entre las tres diferentes tarifas, la renta per cápita y el consumo de agua, con la finalidad de comprender si el diseño tarifario puede ser tal que no introduzca los desincentivos suficientes sobre el consumo de agua. Con tal finalidad, el modelo que va a estimarse para el consumo estatal de agua por persona en metros cúbicos anuales (QPC_{it}), con un modelo pool⁷ y efectos fijos es el siguiente:

$$QPC_{it} = APD_{it} + APC_{it} + LOG(API_{it}) + LOG(PIBPC_{it}) + AR(1) \varepsilon$$

Para esta estimación se trabajó con los datos de 22 (ver anexo 2) entidades federativas, puesto que se observaron datos muy elevados por parte del Distrito Federal y el Estado de México al compararlos con las demás entidades federativas, en cuanto a: población, Producto Interno Bruto y nivel de consumo de agua potable. Con esa medida se buscó-

⁷ Entre un modelo de efectos fijos y efectos aleatorios, si el tamaño muestral es grande en cuanto al tiempo (es decir T es grande) y pequeño en cuanto a los individuos (I es pequeño) existe poca diferencia entre los dos métodos. Si por el contrario I es grande y T es pequeña, éstos estimadores pueden cambiar. Si no se han utilizado extracciones aleatorias es mejor el modelo de efectos fijos, en caso contrario es mejor el de efectos aleatorios.

excluir problemas de sesgo o datos atípicos. Al hacerse la estimación del modelo general se mejoró el nivel de significatividad de las variables independientes.

La estimación contempla la comprobación de la ausencia de problemas, y la corrección de los implicados. La autocorrelación de la perturbación fue un problema que se presentó en el modelo básico, que mejoró cuando se especificó la estimación de efectos fijos, pero que debió corregirse con la inclusión de un $ar(1)$; en cuanto a la heterocedasticidad, se utilizó la especificación del método de coeficiente de covarianza, como prueba cross-section SUR(PCSE), a lo que mejoró la significatividad para todas las variables independientes; al contrastar las hipótesis de raíces unitarias (Ver anexo 3), se observó que en la prueba de IPS, las variables APC Y PIBPC no logran rechazar la hipótesis nula, pero que en la prueba LLC el valor p se encuentra en la zona de rechazo, por lo que no hay suficiente evidencia para asumir raíces unitarias, y se especificará el modelo asumiendo orden de integración (0) para las variables exógenas (ver anexo 2).

Asimismo se ha realizado la prueba de Hausman (ver anexo 4) para determinar cuál estimador es más eficiente, o bien, consistente, entre efectos fijos y efectos aleatorios, y pese a que no es posible rechazar la hipótesis nula de diferencias no sistemáticas, se considera más apropiado y consistente el estimador de efectos fijos, ya que arroja resultados mejores en cuanto a significatividad en las variables exógenas y un R cuadrado mucho más alto.

Ya habiendo realizado las pruebas y correcciones, se procede a analizar los resultados. Los resultados sobre la tarifa media doméstica (ver anexo 5) del agua potable tiene una relación positiva sobre la variable independiente, lo cual indica que ante un incremento en la tarifa mencionada, el consumo de agua potable incrementará pero en una proporción mucho menor por persona anualmente, es decir, dicha tarifa media no genera los desincentivos suficientes para que a través del tiempo y a través de las distintas entidades federativas se observen reducciones significativas en el consumo de agua potable. Lo anterior se puede explicar en el sentido de que la tarifa es baja, dada la subvención gubernamental implicada; la tarifa económica no se utiliza como un precio al cual se racionalice el consumo del agua, sino simplemente como un precio accesible por considerarse dicho recurso vital para la sociedad; y que las acciones de gobierno federal,

estatal y municipal, se orientan a dar mayor cobertura en el servicio público de agua potable, por ello es que a pesar de los incrementos a determinados plazos en las tarifas, el nivel de consumo per cápita sigue en aumento, y no se reduce por el impacto del incremento de una tarifa. Por tanto, es justificable incluir costos ambientales a las tarifas y, aunque no se provoquen reducciones substanciales importantes en el consumo de agua potable, se podrá aplicar el principio, mencionado anteriormente, de “El que contamina, paga”, y así compensar los daños ambientales.

Por otro lado, al considerar el efecto del contexto descentralizado, alrededor de 11 entidades federativas presentan un signo positivo, es decir, la mitad de la muestra total. Quintana Roo presenta un signo negativo, lo que indica que genera desincentivos para reducir el consumo de agua potable, aunque en pequeña cuantía. Al hablar de decisiones en conjunto hay entidades que no generan los suficientes incentivos para reducir el consumo del agua y, también, que sus coeficientes no son significativos, lo que requiere de la aplicación de medidas correctoras en las tarifas, empezando por retirar el subsidio.

Por lo que refiere a la tarifa comercial (ver anexo 6) el signo presentado es negativo sobre la variable endógena, y habiendo observado que las tarifas comerciales medias son en promedio más elevadas que las domésticas, los impactos sobre una variación a la tarifa cobrada tiene un efecto pequeño pero que provoca una reducción al consumo del agua. Es decir, se generan desestímulos al consumo de agua, pero de muy bajo impacto. No obstante, cuando se incluye el contexto descentralizado, sólo 6 entidades federativas generan desestímulos mostrando un signo negativo, y Quintana Roo presenta un signo positivo dentro de las restantes 16 entidades, por lo que el tema de la tarifa comercial, que también contiene subsidios para el caso de Quintana Roo, de forma conjunta no están generando suficientes desincentivos, lo que refleja la falta de una figura tributaria ambiental que corrija o compense los impactos negativos sobre el medio ambiente.

En lo que refiere a la tarifa industrial (ver anexo 7), ésta presenta un signo negativo, que es acorde a la hipótesis planteada, a lo que se explica que las tarifas medias industriales son mucho más altas que las domésticas, y la diferencia sobre el volumen que utiliza una industria a un hogar está por encima, por lo que un incremento de la tarifa mencionada ocasionaría una disminución relevante sobre el consumo del agua. En el contexto-

descentralizado, a pesar de que no todos los coeficientes son significativos, los signos indican que 7 entidades federativas presentan un impacto positivo, y las restantes 15, presentan signos negativos, que en su mayoría son generadoras de desincentivos al consumo de agua potable para procesos de producción industrial; y en cuanto a Quintana Roo, presenta un signo negativo y con un valor de coeficiente que genera un importante desestímulo, aunque éste no es significativo.

En cuanto a la última variable independiente, el PIB per cápita, muestra un signo positivo tal cual se maneja en la hipótesis planteada al principio, y la variación de una unidad porcentual que incremente en el PIBPC, provocaría un efecto relevante positivo sobre la variable endógena. La magnitud del valor del coeficiente de la variable PIBPC, es mucho mayor que el de las tarifas de forma conjunta, lo que nos indica que las tarifas deben considerar el incremento anual por persona en el consumo de agua potable como consecuencia del crecimiento económico, en el sentido de que el lucro o generación de riqueza no vaya en detrimento del medio ambiente.

CONCLUSIONES FINALES

El federalismo fiscal de primera y segunda generación, permite entrever que no debe existir una idea de conflicto entre niveles de gobierno, centrales y subcentrales, al contrario, se plantea una distribución equilibrada de competencias entre las estructuras de gobierno; en esta tendencia, también se busca un reforzamiento de las finanzas en los gobiernos locales, pero con capacidad de desempeño institucional, tanto para hacer frente a las responsabilidades que van adquiriendo, así como para mejorar su autonomía fiscal o capacidad de generación de ingresos propios, y de este modo evitar conductas adversas con la redistribución y la atención a las necesidades locales.

El aspecto ambiental, bien pudiera tratarse como un bien público que debe proveerse, ya sea a nivel central o a nivel subcentral; pero las características del medio ambiente son más complejas, que es limitado mostrarlo como un rubro más en las finanzas públicas para analizarse de forma agregada dentro del federalismo fiscal, por lo que la economía y el medio ambiente, en tiempos modernos, no pueden verse como dos grandes campos de estudio separados y jerarquizados, sino cohesionados y armonizando los objetivos de ambos campos en uno común. Ante las perspectivas teóricas que ofrece la economía-

ambiental, la de Pigou (1920), que implica la intervención del Estado como agente regulador de la acción de los individuos que impactan positiva y negativamente el medio ambiente, fue la más idónea para la aplicación de instrumentos económicos dentro de una política ambiental que internalice costos y beneficios ambientales.

Como alternativa al federalismo fiscal, que como ya se ha comentado, el aspecto ambiental requiere una atención priorizada, es que surge un subcampo de análisis e investigación que es el federalismo ambiental. Si se consideraran fases en la descentralización y fortalecimiento de los gobiernos locales, la primera sería la de conceder nuevas competencias o responsabilidades y, en una segunda fase, sería engrosar los presupuestos locales u otorgar potestades tributarias a los gobiernos locales, para allegarse de mayores ingresos y programar la atención de las exigencias locales, mediante el gasto público. Por tanto, el federalismo ambiental funciona como la antesala o la primera fase en el proceso al reforzamiento de los gobiernos locales en materia ambiental, para lo que se requiere de un sano desempeño institucional para evitar el establecimiento de estándares laxos de calidad ambiental, que ocasionen una carrera hacia el fondo que, en consecuencia, provoque un mayor deterioro del medio ambiente.

Por tanto, al digerir los elementos y argumentos relevantes de las anteriores perspectivas teóricas, la tributación ambiental local, aparte de concentrar fuertes bases teóricas en su construcción, ofrece un punto de partida con avances relevantes, que plantea fuertes argumentos a favor de la implementación de impuestos ambientales a niveles subcentrales, sin implicar conflictos institucionales con niveles de gobierno superiores, ya que define problemas ambientales locales y globales; entonces, se considera que estos instrumentos económicos son importantes en la política ambiental y, a la vez, son capaces de incidir en el comportamiento de los individuos para orientarlos a racionalizar tanto la explotación de recursos naturales como en su consumo e impacto contaminante.

Entre la teoría y la experiencia internacional, se concluye, que los acuerdos internacionales sobre protección ambiental han tenido gran relevancia en la orientación de las políticas ambientales nacionales; de 1972, cuando inicia la primer gran reunión para tocar como tema toral los problemas ambientales en el medio humano, se iniciaba una etapa de concientización y sensibilización, ya que el accionar de la humanidad se-

tornaba en deterioro del entorno natural; tuvieron que pasar tres décadas, para que en el año 2002, se vieran aterrizados varios de los objetivos y metas de los compromisos pactados entre más de cien naciones, y que ahora se han vuelto más ambiciosos.

Las cuestiones de crecimiento y desarrollo económico no se detallan en esta investigación, pero cabe resaltar que el sentido que lleva a la incorporación de impuestos ambientales en el sistema fiscal de los países es sobre el desarrollo sostenible, el cual es tan amplio y tan complejo que ha tenido una gran aceptación en el contexto mundial y en las diversas disciplinas de estudio. De haber sido quizás un concepto romántico que abogaba por un medio ambiente mejor cuidado y un existir humano con mejor calidad de vida, se tornó a ser una perspectiva rectora en la formulación y evaluación de políticas económicas y ambientales en las naciones, que a su vez implicaban acciones estratégicas concretas. Ejemplo de ello, la reforma fiscal verde, la cual concentraba muchos de los argumentos teóricos que se precisaban en la economía ambiental, el federalismo ambiental y la tributación ambiental local, puesto que se orientaba a la aplicación de instrumentos económicos, específicamente, los impuestos ambientales, para internalizar y resarcir los daños ocasionados por la acción humana sobre el medio ambiente; asimismo, no se limitaba a la atención centralizada de los gobiernos nacionales, sino proponía la participación de los gobiernos locales en el establecimiento de estos, como también lo asimilaba la tendencia del desarrollo sostenible, muy reafirmada por este movimiento fiscal-ambiental.

En ese sentido, se logró apreciar el relevante y trascendental papel de los acuerdos internacionales en la concientización y orientación de acciones estratégicas y concretas en el logro de objetivos a favor de la conservación y preservación del medio ambiente. En ese tenor, el federalismo ambiental en la experiencia internacional, que pese a funcionar de manera un tanto distinta entre E.E.U.U. y la Unión Europea, concebían muchas similitudes que aclaraban el rol de acción de los distintos niveles gubernamentales para lograr los objetivos del desarrollo sostenible y, que mucho de ello, fue la perseverancia de los gobiernos locales para participar en tales logros en gestión ambiental.

Toda vez que muchos de los objetivos para regular y disminuir los niveles de contaminación ambiental quedaban fuera de alcance, la reforma fiscal verde y la-

aplicación de impuestos ambientales, vistos o implicados o independientes, brindaron argumentos y herramientas necesarias para dar mayor fuerza a las medidas de regulación ambiental y alcanzar objetivos más rigurosos y estrictos. No obstante, la aplicación de impuestos ambientales fuera de un movimiento de reforma fiscal verde, tiene un impacto inferior en regulación ambiental, en recaudación y en la fluidez de la economía, ya que no viene acompañada de los beneficios del doble dividendo y de la compensación de la regresividad que puedan ocasionar tales impuestos.

En el contexto real, la tributación ambiental ha captado la atención de las naciones con la finalidad de mitigar los efectos negativos del cambio climático global y de otra índole, lo cual se observa en los porcentajes de recaudación respecto al Producto Interno Bruto de los países, algunos con el 7%, lo cual marca la pauta para que muchos países se orienten a la adopción de los impuestos verdes para inducir la política ambiental dentro de los canales de la eficiencia fiscal-ambiental.

En general, la aplicación de instrumentos económicos en la política ambiental ha sido de gran beneficio para que las naciones cumplan con sus compromisos adoptados en el marco de los acuerdos internacionales; pero debe mirarse también el aporte de la experiencia de la tributación ambiental a nivel local, lo que describe el caso de España como muy interesante, ya que han aplicado los principios del federalismo fiscal concienzudamente, así como los principios del federalismo ambiental y la descentralización de la tributación ambiental hacia sus gobiernos sub-nacionales. Esto les ha permitido aprender de sus propias experiencias y mejorar sus prácticas fiscales-ambientales. Lo importante es que en sus deseos de mejorar su sistema de imposición autonómica, ven con buenos ojos el apego de sus políticas a los objetivos trazados por la Reforma Fiscal Verde, así como en considerar que debe existir una mayor coordinación entre el gobierno central y los gobiernos subcentrales en la asignación de competencias tributarias-ambientales, como lo predice la teoría de la tributación ambiental local, en el sentido de que los impactos ambientales de escala global sean de competencia central, mientras que las afectaciones que surgieren en una jurisdicción local sean propias de las responsabilidades de los gobiernos sub-nacionales.

En el contexto mexicano, cabe mencionar que por el lado del fortalecimiento de los gobiernos subcentrales, se dieron avances importantes en el federalismo fiscal; no obstante, se otorgaron nuevas responsabilidades y se incrementaron las transferencias hacia las entidades federativas de forma condicionada o etiquetando los rubros de gasto que obedecían más a las percepciones federales de gasto prioritario, que las prioridades que tuvieran los gobiernos locales; las nuevas responsabilidades no siempre fueron acompañadas de las transferencias necesarias para cumplirlas, por lo que el financiamiento no fue suficiente. La teoría del federalismo fiscal argüía que las transferencias de la federación a los gobiernos sub-nacionales podrían implicar comportamientos irracionales, ya que los recursos no son generados por esfuerzo propio de las haciendas locales; en ese sentido, la centralización fiscal, sigue siendo un obstáculo para la eficiente generación de ingresos propios y de atender las necesidades locales mediante un gasto más amplio y mejor direccionado.

Por el lado de la descentralización ambiental en México, que se considera la primera fase de las responsabilidades, se observó que a pesar de que se avanzó en el marco normativo en materia ambiental, y muy acorde a los principios y criterios plasmados en los acuerdos internacionales, se dio un paso lento en la creación y capacidad de las instituciones por dar cumplimiento a los objetivos trazados en la política ambiental nacional; sin embargo, se reparó ante tal situación y se procedió, a realizar un fortalecimiento del desempeño institucional en el ámbito local, a manera de que al superar las evaluaciones, los gobiernos locales exigieran mayores atribuciones, que venían acompañadas de mayores presupuestos, pero siempre condicionados a los lineamientos de la federación. Por lo que aún se mantiene un alto grado de centralización tanto en las responsabilidades de gestión ambiental como en el presupuesto que se destina a dicho rubro. La idea de dotar a los gobiernos locales de capacidades tributarias en materia ambiental, para que pudieran financiar sus propios proyectos de manera más práctica y acelerada, no estaban concebidos en este programa de desarrollo institucional, por tanto, esto contrasta con los fundamentos teóricos sobre las deficiencias de transferir presupuestos hacia los gobiernos locales.

Por lo que respecta a la tributación ambiental en México, y como se mencionó durante el trabajo, existe variedad de mecanismos para incidir en la problemática ambiental,

hallándose entre ellos los fiscales, donde se circunscriben los impuestos, derechos e incentivos. Sin duda, los tributos ambientales llegan a ser una importante fuente de ingresos y de financiamiento para la adopción de tecnologías verdes.

En México la implementación de este tipo de instrumentos con fines ambientales ha sido reciente; pero, todavía no es posible contar con información pública de los efectos que ejercen las normas tributarias vigentes en el medio ambiente. Además que la política ambiental sigue siendo centralizada, lo cual deja vacíos en los objetivos a lograr por una política ambiental uniforme a lo largo de nuestro territorio mexicano tan diverso y heterogéneo. A pesar de que se recaudan más de 9 mil millones de dólares sobre impuestos que se consideran ambientales, México aún no se ha introducido a adoptar los principios de la Reforma Fiscal Verde, y los impuestos que se cobran en estos rubros, muchas veces no tienen objetivos de redistribución con fines ambientales; y, peor aún, la gasolina y el uso del agua, mantienen subsidios en los precios de consumo; que en el caso del agua, normativamente el sector agropecuario no paga derechos, que aparte de ser un sector económico de baja participación en el PIB nacional, es el que más utiliza y desperdicia este recurso a nivel nacional.

La centralización tanto de las responsabilidades ambientales como de la aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental o de los recursos naturales, se aclara en la gestión del agua, toda vez que el cobro de derechos con objetivos ambientales en la gestión del agua se realiza a nivel central, mientras que las tarifas aplicadas al abasto de agua potable, de alcantarillado y de saneamiento se realizan considerando costos económicos, pero no con fines de recaudación y de redistribución con objetivos ambientales, a pesar de que el agua se ha considerado un bien puramente local.

A modo de aterrizar y detallar el impacto de las tarifas en el plano local, el ejercicio de analizar específicamente el estado de Quintana Roo en sus aspectos normativos, institucionales y estadísticos en la gestión del agua, arrojaron resultados importantes, pese a las limitaciones que se presentaron. Las conclusiones que arrojó el cuarto y último capítulo, se centraron en primera cuenta, sobre la idea de la descentralización fiscal y ambiental, y se define a Quintana Roo con una economía fuerte, pero que requiere de mayores niveles de recaudación o generación de ingresos propios, toda vez que más del-

80% de sus ingresos son por transferencias condicionadas y no condicionadas por órganos federales.

La descentralización ambiental, vista desde el ámbito local, ha mostrado una importante evolución en materia normativa, y que se ha experimentado por el lado de los instrumentos económicos para el logro de los objetivos de política ambiental; no obstante, el caso de la aplicación de impuestos ambientales en el Estado de Quintana Roo es casi nulo, con la salvedad del pago de derechos en la verificación vehicular para mitigar el impacto de las emisiones automovilísticas. En la gestión del agua, se dio un gran avance en la descentralización hacia los estados y municipios en 1983, sin embargo, como se comentó previamente, sólo se permitió la aplicación de tarifas que cubrían los costos económicos y no ambientales.

Quintana Roo es una entidad federativa que al conformar la región hidrológica administrativa XII, se caracteriza por estar en una región donde la disponibilidad del agua es elevada en comparación al promedio del resto, lo cual es un factor clave para la definición del monto de la tarifa sobre el agua potable. Por otro lado, las características económicas del Estado, implican una participación importante del sector comercial y hotelero, pero incipiente sobre industria, lo que ocasiona el establecimiento de tarifas elevadas al sector comercial y hotelero, y bajas sobre el sector industrial. Pero tener un sector industrial poco desarrollado tiene desventajas- claras en el Estado, siendo que por el lado económico, las industrias no generan las suficientes ganancias para expandirse y adoptar tecnologías más eficientes; y por el lado ambiental, al tener tecnologías obsoletas, rezagadas o convencionales, no tienen, mucho menos, la capacidad de modernizarse con tecnologías verdes o limpias con las que se pueda utilizar de manera más racional el agua.

Con los alcances y limitaciones que implicó la elaboración del modelo econométrico, este proporcionó información relevante en el sentido de saber que el usuario doméstico, tiene tarifas de agua potable bajas, que subsidiadas y con una disponibilidad del agua abundante, difícilmente tendría suficientes desincentivos económicos que evite conductas irracionales sobre la demanda o consumo de este recurso.

La definición de tarifas domésticas, industriales, comerciales y de otro tipo, deben considerar el factor demográfico, la disponibilidad del agua, así como el crecimiento sectorial del PIB estatal, puesto que, de forma agregada quizás impacte fuertemente y positivamente al nivel de consumo de agua, pero que se debe tener en cuenta que la riqueza puede estar concentrada en otros sectores productivos, y generar incrementos por impactos agregados del PIB, conllevaría a afectaciones económicas injustas o regresivas.

La evidencia empírica del modelo econométrico, aclaró y confirmó las hipótesis de los impactos de las tarifas domésticas, industriales y comerciales, así como el PIB estatal per cápita sobre el consumo per cápita; sin embargo, al considerar el efecto descentralizado, surgió que hay entidades federativas que contrastan con tales hipótesis al presentar efectos negativos de la tarifa doméstica sobre la variable dependiente, lo que indica generación de desestímulos, que fueron pequeños, pero que sus estadísticos presentaron muchas veces no significatividad. Por lo anterior, se resaltan los resultados significativos, pero se reconoce que hay otros factores o variables que afectan la explicación de los modelos presentados en el contexto descentralizado, debido a la heterogeneidad propia de un territorio nacional tan extenso y diverso como lo es el mexicano.

Cabe mencionar que las tarifas altas que no crean reducciones importantes en el consumo de agua, podrían por lo menos garantizar el principio del que contamina paga y, en consecuencia, tenerse efectos ambientales positivos en materia de recaudación local.

Finalmente, queda un gran campo de estudio por explorar sobre la utilización de los instrumentos económicos para lograr objetivos claves de política ambiental, que sin duda, deben buscar un equilibrio entre la calidad de vida de los individuos y la conservación y preservación de los recursos naturales en una dinámica de disfrute satisfactorio intergeneracional. En ese sentido, también, queda mucho trabajo por hacer en la investigación, en acuerdos políticos, en el desarrollo de las instituciones locales e, indefectiblemente, en la sociedad; asimismo, teniéndose bases y argumentos teóricos sobre la cohesión de la economía y el medio ambiente, de principios y criterios rectores en el contexto internacional, así como las experiencias propias que se han tenido en la-

búsqueda de un objetivo común global que es el desarrollo sostenible, además de la experiencia mexicana que cuenta con un marco normativo económico-fiscal-ambiental, instituciones fuertes y con necesidades claras de desarrollo, y recursos naturales importantes, que son elementos clave o de umbral en nuestro contexto de investigación, sería posible efficientar la internalización de externalidades ambientales con la aplicación de tributos ambientales, especialmente, en un esquema del que contamine pague los daños, y el que cuide y abone al bienestar humano, que sea incentivado.

Quintana Roo es un estado estratégico por su riqueza natural y su dinámica económica, y la aplicación de estas figuras tributarias, en vez de sofocar el crecimiento económico, revitalizarían las finanzas públicas estatales, que permitirían un reforzamiento al presupuesto orientado a la gestión de mejora de la calidad ambiental.

RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS

- Bajo la dinámica de coordinación fiscal entre federación y entidades federativas, se recomienda la creación de un fondo de aportaciones federales hacia los gobiernos locales, que capte los ingresos generados por tributos ambientales y, también, que condicione el gasto en proyectos de impacto positivo sobre el medio ambiente.
- Debe aplicarse una tarifa de saneamiento en los niveles locales, que ya existe normativamente como parte de las competencias de los gobiernos locales, y que es útil en alto grado para atender la problemática de ineficacia en el tratamiento y destino de las aguas residuales.
- Continuar con el Programa de Desarrollo Institucional, pero adicionalmente de transferir recursos para la ejecución de proyectos, es tiempo de voltear a la cesión de figuras jurídicas tributarias que permitan a los gobiernos locales ampliar sus fuentes de ingresos, vía recaudación.
- Se requiere que México, adecúe su política ambiental en la parte de aplicar instrumentos económicos con objetivos de internalización de externalidades negativas y positivas sobre el medio ambiente, a los principios de la Reforma Fiscal Verde basada en los criterios del desarrollo sostenible.
- Las tarifas económicas sobre el agua potable, alcantarillado y saneamiento, deben incluir costos ambientales, así como deben poco a poco eliminar los subsidios a-

partir de un rango de consumo excesivo, teniendo como premisa que es un bien necesario para la calidad de vida de la humanidad y que debe ser de fácil acceso para las personas de bajos recursos.

- Los subsidios al consumo de agua potable, ocasionan un bajo precio en el mercado, al tiempo que provocan una mayor demanda o consumo irracional del recurso hídrico, por lo que se sugiere retirarlo a partir de un rango mayor de los 30 metros cúbicos por hogar, y así permitir la inclusión de los costos ambientales.
- El cobro de derechos de agua debe descentralizarse hacia las entidades federativas a fin de ampliar su base de recaudación y su presupuesto para realizar un mayor gasto en el rubro ambiental.
- Para evitar una afectación drástica en los consumidores de bajos recursos, y en los grandes demandantes de agua potable, sería oportuno realizar campañas de concientización y cultura sobre el uso racional del agua.

ANEXOS

ANEXO 1.

Subsidios de las tarifas domésticas:

Rango de Consumo. M ³		Cuota Base (Pesos)	Cuota Adicional M ³ (Pesos)
Límite Inferior	Límite Superior		
0	10	150.90	0.00
11	20	157.35	15.09
21	40	358.17	21.30
41	60	782.53	42.84
61	999,999	1,620.20	106.80

A esta tarifa se le aplicará el siguiente subsidio:

Rango de Consumo. M ³		Cuota Base	Cuota Adicional M ³
Límite Inferior	Límite Superior		
0	10	60%	0.00%
11	20	55%	50.00%
21	40	50%	45.00%
41	60	45%	40.00%
61	999,999	40%	35.00%

que aplicándolo a la tarifa base, se traduce en:

Rango de Consumo. M ³		Cuota Mínima (Pesos)	Cuota Adicional M ³ (Pesos)
Límite Inferior	Límite Superior		
0	10	60.36	0
11	20	70.81	7.55
21	40	179.09	11.72
41	60	430.39	25.70
61	999,999	972.14	69.42

Subsidios a las tarifas comerciales:

Rango de consumo. M ³		Cuota Base (pesos)	Cuota Adicional M ³ (pesos)
Limite Inferior	Limite Superior		
0	10	153.23	0.00
11	20	239.82	34.66
21	50	602.80	49.72
51	100	2,148.36	61.00
101	200	3,800.99	80.49
201	999,999	9,903.59	80.49

Tabla de Subsidio

Rango de consumo. M ³		Cuota Base Porcentaje	Cuota adicional Porcentaje
Limite Inferior	Limite Superior		
0	10	60%	0%
11	20	60%	60%
21	50	60%	60%
51	100	60%	60%
101	200	60%	60%
201	999,999	60%	60%

Que aplicándolo a la tarifa base, se traduce en:

Rango de Consumo M ³		Cuota Base (Pesos)	Cuota Adicional (Pesos)
Limite Inferior	Limite Superior		
0	10	61.29	0.00
11	20	95.93	13.86

21	50	241.12	19.89
51	100	859.34	24.40
101	200	1,520.40	32.20
201	999, 999	3,961.44	32.20

Tarifas industriales (no aplican subsidios):

RANGO DE CONSUMO		CUOTA BASE (PESOS)	CUOTA ADIC.x M3 (PESOS)
LIM. INFER.	LIM. SUPER.		
0	10	26.48	0.00
11	50	73.21	6.49
51	100	332.63	13.39
101	200	1,216.59	21.66
201	500	3,383.30	28.29
501	1000	11,848.13	65.13
1001	999,999	43,737.10	68.44

Tarifas hoteleras (no aplican subsidios):

RANGO DE CONSUMO		CUOTA BASE (PESOS)	CUOTA ADIC.x M3 (PESOS)
LIM. INFER.	LIM. SUPER.		
0	10	137.15	0.00
11	50	150.86	13.72
51	1500	703.74	17.99
1501	5000	27,006.98	26.42
5001	20000	132,124.79	32.46
20001	999,999	649,143.15	35.79

ANEXO2. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LAS VARIABLES REGRESORAS

	QPC?	APD?	APC?	API?	PIBPC?
Mean	105.7115	140.8867	276.8649	310.5873	86706.22
Median	99.76000	128.3850	255.3200	269.7600	73642.09
Maximum	191.1300	378.8300	600.0400	692.0600	440903.9
Minimum	37.53000	25.32000	24.57000	24.57000	33169.88
Std. Dev.	35.52122	79.16934	157.8611	176.9082	69865.81
Skewness	0.322073	1.252892	0.380271	0.346595	3.706726
Kurtosis	2.630939	4.245025	2.107329	2.041473	16.94762
Jarque-Bera	2.526008	35.88309	6.303392	6.413388	1143.521
Probability	0.282803	0.000000	0.042780	0.040490	0.000000
Sum	11628.26	15497.54	30455.14	34164.60	9537684.
Sum Sq. Dev.	137531.5	683188.4	2716293.	3411321.	5.32E+11
Observations	110	110	110	110	110
Cross sections	22	22	22	22	22

ANEXO 3. PRUEBA DE RAÍCES UNITARIAS

Variables	PRUEBA IM, PESARAN AND SHIN W-STAT (ITI VS VALOR CRÍTICO (IPS).	PRUEBA DE LEVIN, LIN Y CHU t* (LLC).	Ho: Raíces unitarias Ha: rechazo de raíces unitarias
QPC?	116.181* p-value .0000	-3.04 p-value .0012	rechazo
APD?	14.491* p-value .0000	-34.23 p-value .0000	rechazo
APC?	1.101 p-value .5434	-1.94 p-value .0257	Raíz unitaria en prueba IPS Rechazo en prueba LLC
API?	14.481* p-value .0000	-11.89 p-value .0000	rechazo
PIBPC?	-.06 p-value .4758	-3.46 p-value .0003	Raíz unitaria en la prueba de IPS Rechazo en prueba LLC

1) Si se especifica el modelo diferenciando las variables APC? Y PIBPC?, entonces:

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	104.0242	14.68838	7.082079	0.0000
APD?	0.108523	0.111102	0.976788	0.3325
D(APC?)	-0.044481	0.048029	-0.926130	0.3580
API?	-0.042669	0.025400	-1.679893	0.0980
D(PIBPC?)	0.000160	0.000156	1.027730	0.3081

R2=.98 y DW=2.06

2) Si se toma una especificación alternativa, prescindiendo de diferencias e incluyendo logaritmos en las variables, entonces:

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-183.9341	106.2098	-1.731800	0.0884
APD?	0.160013	0.093224	1.716436	0.0912
APC?	-0.060303	0.021607	-2.790860	0.0070
LOG(API?)	-7.085896	2.134727	-3.319346	0.0015
LOG(PIBPC?)	28.79323	8.367649	3.441018	0.0011
AR(1)	-0.124348	0.060959	-2.039856	0.0457

R2=.98 y DW=2.02

3) Si se toma la especificación anterior pero con efectos aleatorios, entonces:

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-219.0182	151.8774	-1.442072	0.1523
APD?	0.068450	0.025117	2.725276	0.0075
APC?	0.038274	0.047261	0.809841	0.4199
LOG(API?)	-15.68655	10.22899	-1.533538	0.1282
LOG(PIBPC?)	34.86297	12.71285	2.742342	0.0072

R2=.14 y DW= 1.73

Conclusión: la especificación alternativa del inciso 2) ofrece mejores estimadores y nivel de significatividad individual y global.

ANEXO 4. PRUEBA DE HAUSMAN

Correlated Random Effects - Hausman Test				
Pool: ALTERNO				
Test cross-section random effects				
Test Summary				
		Chi-Sq. Statistic	Chi-Sq. d.f.	Prob.
Cross-section random		2.799449	4	0.5919
Cross-section random effects test comparisons:				
Variable	Fixed	Random	Var(Diff.)	Prob.
APD?	0.078895	0.068450	0.000279	0.5315
APC?	0.030084	0.038274	0.001752	0.8449
LOG(API?)	-18.270329	-15.686549	9.567148	0.4035
LOG(PIBPC?)	37.980050	34.862971	361.523460	0.8698

ANEXO 5. Modelo General (con AR 1) y con descentralización (sin AR 1) de la tarifa doméstica

VARIABLES	MODELO GENERAL		MODELO DESCENTRALIZADO	
	COEFFICIENT	T-STATISTIC	COEFFICIENT	T-STATISTIC
APD?	0.160013	3.694459*		
APC?	-0.060303	-1.726425***	0.087118	0.862948
LOG(API?)	-7.085896	-1.837415***	-16.5304	-1.101425
LOG(PIBPC?)	28.79323	2.600917**	53.16842	2.050578**
AR(1)	-0.124348	-2.270091**		
_AC--APD_AC			-0.426284	-0.653913
_BC--APD_BC			-0.00266	-0.038079
_BCS--APD_BCS			-0.28339	-0.59171
_CAMP--APD_CAMP			-0.07405	-0.044479
_COAH--APD_COAH			0.579512	1.306405
_COL--APD_COL			8.701764	1.450009
_CHIH--APD_CHIH			0.788154	2.589752**
_DUR--APD_DUR			0.11693	0.086145
_GUAN--APD_GUAN			-0.314903	-0.622334
_GUERR--			0.02101	0.091793

APD_GUERR		
_HID--APD_HID	0.781559	0.500553
_JAL--APD_JAL	0.109411	0.051196
_MICH--APD_MICH	0.169871	1.712436***
_NL--APD_NL	-0.051	-0.125596
_OAX--APD_OAX	-0.343349	-0.206021
_QRO--APD_QRO	-0.300021	-0.305879
_QROO--APD_QROO	-3.648795	-2.828182*
_SLP--APD_SLP	0.048918	0.083651
_SIN--APD_SIN	-0.638845	-0.106919
_SON--APD_SON	-1.341342	-1.100363
_VER--APD_VER	0.103457	0.184351
_YUC--APD_YUC	0.677425	0.41563

ANEXO 6. Modelo General (con AR 1) y contexto descentralizado (Sin AR 1) para la tarifa comercial

VARIABLES	MODELO GENERAL		MODELO DESCENTRALIZADO	
	COEFFICIENT	T-STATISTIC	COEFFICIENT	T-STATISTIC
APD?			0.02464	0.335865
APC?				
LOG(API?)			-44.31262	-2.45592**
LOG(PIBPC?)			67.57577	2.358386**
AR(1)				
_AC--APC_AC			-0.100686	-0.380292
_BC--APC_BC			0.208555	1.120726
_BCS--APC_BCS			0.046775	0.203265
_CAMP--APC_CAMP			6.413607	1.622166
_COAH--APC_COAH			0.405654	1.86856***
_COL--APC_COL			6.352107	1.315845
_CHIH--APC_CHIH			-0.28672	-1.422625
_DUR--APC_DUR			0.153948	0.184676
_GUAN--APC_GUAN			-0.012787	-0.053583
_GUERR--			0.091914	0.334011
APC_GUERR				
_HID--APC_HID			-0.731761	-1.307886
_JAL--APC_JAL			0.2005	0.184821
_MICH--APC_MICH			0.450293	1.960063***
_NL--APC_NL			0.185668	0.651338
_OAX--APC_OAX			0.463322	0.179247

_QRO--APC_QRO	0.197218	0.944926
_QROO--APC_QROO	0.107125	0.341734
_SLP--APC_SLP	0.245025	0.638604
_SIN--APC_SIN	-0.095671	-0.027428
_SON--APC_SON	-0.077921	-0.353708
_VER--APC_VER	0.285244	0.543162
_YUC--APC_YUC	1.256362	1.08776

ANEXO 7. Modelo General y contexto descentralizado para la tarifa industrial

VARIABLES	MODELO GENERAL		MODELO DESCENTRALIZADO	
	COEFFICIENT	T-STATISTIC	COEFFICIENT	T-STATISTIC
APD?			-0.100881	-1.790791***
APC?			0.100856	1.576425
LOG(API?)				
LOG(PIBPC?)			32.77483	3.240923*
AR(1)			-0.270958	-4.291867*
_AC--LOG(API_AC)			-131.3715	-1.811578***
_BC--LOG(API_BC)			-28.35949	-0.573214
_BCS--LOG(API_BCS)			-38.73808	-1.367583
_CAMP--LOG(API_CAMP)			-8.078789	-2.280497**
_COAH--LOG(API_COAH)			-18.98016	-2.122586**
_COL--LOG(API_COL)			-441.2068	-1.654666
_CHIH--LOG(API_CHIH)			59.80216	2.42968**
_DUR--LOG(API_DUR)			-219.1533	-0.743354
_GUAN--LOG(API_GUAN)			-91.1283	-1.502784
_GUERR--LOG(API_GUERR)			9.208507	0.142926
_HID--LOG(API_HID)			10.903	0.822295
_JAL--LOG(API_JAL)			53.07602	0.486374
_MICH--LOG(API_MICH)			255.1827	5.270011*
_NL--LOG(API_NL)			-11.53934	-0.470306
_OAX--LOG(API_OAX)			-12.40364	-0.50582
_QRO--LOG(API_QRO)			-24.3418	-1.824464***
_QROO--LOG(API_QROO)			-73.56389	-0.693674
_SLP--LOG(API_SLP)			-9.929828	-0.332205

_SIN--LOG(API_SIN)	-69.94443	-0.376169
_SON--LOG(API_SON)	-107.902	-3.23791*
_VER--LOG(API_VER)	7.406844	0.180882
_YUC--LOG(API_YUC)	49.96057	0.943928

BIBLIOGRAFÍA

América, F. D. (Julio de 2007). *Desde América*. Recuperado el 7 de Octubre de 2011, de Desde América: <http://www.desdeamerica.org.ar/pdf/resenas%20sobre%20cambio%20climatico.pdf>

Arrow, K. (1969). The organization of economic activity: issues pertinent to the choice of market versus non-market allocation. *Joint Economic Committee* , 1-16.

Astudillo, M. (2011). Los impuestos ambientales en México. *LACTICINIOS* , 12-16.

Braña, F. (2004). Teoría de los bienes públicos y aplicaciones prácticas: presentación de un número monográfico de bienes públicos. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal* . , 177-185.

Brenan, G., & Buchanan, J. (2006). *The power to tax: Analytical foundations of a fiscal constitution*. New York: Cambridge University Press.

Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (28 de Diciembre de 2012). *Diputados*. Recuperado el 27 de Febrero de 2012, de Diputados: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/107.pdf>

Cambio Climático. (1997). *Cambio Climático*. Recuperado el 9 de Octubre de 2011, de Cambio Climático: <http://www.cambio-climatico.com/protocolo-de-kyoto>

Carabias, J., & Landa, R. (2005). *Agua, medio ambiente y sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*. D.F.: UNAM, Colegio de México y Fundación Gonzalo Río Arronte.

Centro de Estudios de las Finanzas Públicas. (24 de Febrero de 2010). *CEFP*. Recuperado el 10 de Noviembre de 2011, de CEFP: <http://archivos.diputados.gob.mx/comisionesLXI/medioambiente/cursos/elementos/01.pdf>

Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. (28 de Agosto de 2006). Recuperado el 15 de Marzo de 2011, de Antecedentes en Medio Ambiente: www.diputados.gob.mx/cesop/

Chang, M. Y. (2005). La economía ambiental. En G. Foladori, & N. Pierri, *¿Sustentabilidad?* (págs. 175-188). Montevideo: Baltgráfica.

Comisión de Agua Potable y Alcantarillado. (2011). *CAPA*. Recuperado el 20 de Septiembre de 2011, de <http://www.capa.gob.mx/capa/index.php/agua-groo>

CONAGUA. (2011). *Estadísticas del Agua en México*. D.F.: SEMARNAT.

CONAGUA. (Marzo de 2011). *Estadísticas del Agua en México*. Recuperado el 10 de Agosto de 2011, de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.PDF>

CONAGUA. (2010). *Reporte económico de administración del agua*. D.F.: SEMARNAT.

CONAGUA. (10 de Agosto de 2012). *Sistema Nacional de Tarifas de Agua*. Recuperado el 10 de Agosto de 2012, de Sistema Nacional de Tarifas de Agua: <http://www.conagua.gob.mx/Tarifas/Consultas.aspx>

CONAGUA. (2011). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. D.F.: SEMARNAT.

Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible. (26 de Agosto de 2002). *Ambiente*. Recuperado el 30 de Octubre de 2011, de Ambiente: <http://www.ambiente.gov.ar/infoteca/aea/descargas/johannesburgo01.pdf>

Desarrollo, C. d. (14 de Junio de 1992). *United Nations*. Recuperado el 5 de Octubre de 2011, de <http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/declaracionrio.htm>

Esty, D. (1 de Enero de 1996). *Faculty scholarship series*. Recuperado el 14 de Junio de 2011, de Yale Law School: http://digitalcommons.law.yale.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1449&context=fss_papers

Europa síntesis de la legislación Europea. (25 de Abril de 2002). *Europa síntesis de la legislación Europea*. Recuperado el 20 de Octubre de 2011, de Europa síntesis de la legislación Europea: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/tackling_climate_change/l28060_es.htm

FAO. (2002). *FAO*. Recuperado el 20 de Noviembre de 2011, de FAO: <http://www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/X6372S/x6372s09.htm>

Gago, A. (2002). Experiencias recientes en el uso de los impuestos ambientales y de las reformas fiscales verdes. *Quinto Congreso de Economía de Navarra*, 29-47.

Gago, A., Labandeira, X., Picos, F., & Rodríguez, M. (2004). *La imposición ambiental autonómica*. Vigo: Universidad de Vigo.

Gago, A., Labandeira, X., Picos, F., & Rodríguez, M. (2004). *Red y Departamento de Economía Aplicada*. Recuperado el 25 de Junio de 2011, de Universidad de Vigo: <http://webs.uvigo.es/miguel.r/en/papers/cap-Bosch-Duran.pdf>

García, M. d., Lerzo, A., Rodríguez, M., & Rugna, L. (14 de Junio de 2002). *Espacios Jurídicos*. Recuperado el 5 de Octubre de 2011, de Espacios Jurídicos:

http://www.espaciosjuridicos.com.ar/datos/AREAS%20TEMATICAS/PUBLICO/cumbre.htm#_ftnref3

Guevara, A. (2003). La descentralización de la gestión ambiental: fundamentos, estrategias y prácticas en México. En C. Rodríguez, *La descentralización en México: experiencias y reflexiones para orientar la política ambiental* (págs. 127-150). INE-SEMARNAT.

Guevara, A. (2005). Política ambiental en México: Génesis, Desarrollo y Perspectivas. *ICE* , 163-175.

Guzmán, T. e. (2006). La reforma fiscal ecológica en la Unión Europea: Antecedentes, experiencias y propuestas. *Economía Institucional, segundo semestre* , 321-332.

Hernández, F., & Chávez, J. (1996). Hacia el federalismo fiscal en México. *Gestión y Política Pública CIDE* , 475-486.

IMCO. (2010). *IMCO*. Recuperado el 25 de Marzo de 2012, de IMCO: http://imco.org.mx/indice_estatal_2010/gfp/Quintana_Roo.pdf

INE. (15 de Noviembre de 2007). *Instituto Nacional de Ecología*. Recuperado el 20 de Enero de 2012, de INE: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/16/4.html>

INEGI. (30 de Septiembre de 2011). *INEGI*. Recuperado el 10 de Julio de 2012, de INEGI: <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>

INEGI. (16 de Enero de 2012). *INEGI*. Recuperado el 10 de Julio de 2012, de INEGI: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb238&s=est&c=21432>

INEGI. (2011). *Sistema Nacional de Cuentas Nacionales de México: PIB por entidad federativa 2005-2009*. Aguas Calientes: INEGI.

INEGI; CONAGUA. (22 de Marzo de 2006). *Estadísticas a propósito del Día Mundial del Agua*. Recuperado el 15 de Agosto de 2011, de <http://www.inegi.gob.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/contenidos/estadisticas/2006/agua2006.pdf>

Labandeira, X., López, X., Picos, F., & Rodríguez, M. (2006). Imposición Energético-Ambiental y Financiación Autónoma. *CLM. Economía* , 209-228.

Medio, C. d. (16 de Junio de 1972). *Orden Jurídico*. Recuperado el 12 de Septiembre de 2011, de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/TraInt/Derechos%20Humanos/INST%2005.pdf>

Méndez, M. (2008). Desarrollo Económico y Calidad de Vida en Cancún a partir del Sector Hotelero. En M. Espinosa, *La industria turística del Distrito Federal* (págs. 289-304). Estado de México: Pensando en Turismo.

Merino, G. (2001). Federalismo fiscal: diagnóstico y propuestas. En A. Fernández, *Una agenda para las finanzas públicas de México* (págs. 146-185). D.F.: Gaceta de Economía, Número Especial.

Musgrave, R. (1959). *The Theory of Public Finance*. New York: McGraw Hill.

Nairobi, C. d. (18 de Mayo de 1982). *Biblioteca Jurídica*. Recuperado el 27 de Septiembre de 2011, de UNAM: <http://biblio.juridicas.unam.mx/libros/1/356/31.pdf>

Niskanen, W. (1975). Bureaucrats and politicians. *Journal of Law and Economics* , 617-643.

Oates, W. (1999). An essay on fiscal federalism. *Journal of economic literature* , 1120-1249.

Oates, W. (1972). *Fiscal Federalism*. New York: Harcourt Brace Javanovich.

Oates, W. (21 de Septiembre de 2009). *Resources for the future*. Recuperado el 12 de Mayo de 2011, de Environmental Federalism: <http://www.rff.org/Publications/WPC/Pages/Environmental-Federalism-Wallace-E-Oates.aspx>

Oates, W. (2005). Toward a second theory of fiscal federalism. *International Tax and Public Finance* , 349-373.

Oates, W., & Portney, P. (2001). *The Political Economy of Environmental Policy*. Washington: Resources for the Future.

Oates, W., & Portney, P. (2003). The Political Economy Of Environmental Policy. En K. Maler, & J. Vincent, *Handbook of Environmental Economics* (págs. 326-350). Washington: Elsevier Science B.V.

Oliva, N., Rivadeneira, A., Serrano, A., & Martin, S. (2011). *Impuestos Verdes ¿una herramienta para la política ambiental en Latinoamérica?* Sevilla: Friedrich Ebert Stiftung.

ONU, C. M. (1987). *OARSOALDEA*. Recuperado el 5 de Octubre de 2011, de AGENDA 21: <http://www.oarsoaldea.net/agenda21/files/Nuestro%20futuro%20comun.pdf>

Pineda, N. (2002). La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Redalyc* , 42-69.

Quadri, G. (2011). *Subsidios vs medio ambiente en México: El absurdo y las oportunidades*. D.F.: CIDE.

Quegley, J. (1997). Fiscal Federalism and Economic Development: A Theoretical Overview. En A. Anderson, B. Harsman, & J. Quegley, *Government for the future: Unification, fragmentation and regionalism* (págs. 83-101). California: Elsevier Science B.V.

Ramos, J. (2005). Medio Natural y Pensamiento Económico: Historia de un recuento. *El estado de la economía* , 47-70.

Rodden, J. (2003). Reviving Leviathan: Fiscal Federalism and the Growth of Government. *International Organization* , 695-729.

Rodríguez, C. (2008). *La gestión del agua en los gobiernos locales de México*. D.F.: Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública.

Rodríguez, M. (14 de Diciembre de 2011). *Secretaría de Ecología y Medio Ambiente de Quintana Roo*. Recuperado el 12 de Febrero de 2012, de SEMAQROO: <http://sema.qroo.gob.mx/index.php/component/content/article/36-noticias/162-respalda-semarnat-programa-de-verificacion-vehicular>

Roo, C. d. (30 de Septiembre de 2008). *H. Congreso del Estado de Quintana Roo*. Recuperado el 30 de Junio de 2012, de H. Congreso del Estado de Quintana Roo: <http://www.congresoqroo.gob.mx/leyes/>

Roo, H. C. (22 de Marzo de 2011). *Congreso de Quintana Roo*. Recuperado el 12 de Julio de 2012, de Congreso de Quintana Roo: <http://www.congresoqroo.gob.mx/leyes/administrativo/ley095/L1220110322006.pdf>

Roo, H. C. (29 de Junio de 2001). *Gobierno de Cozumel*. Recuperado el 25 de Junio de 2012, de Gobierno de Cozumel: http://www.cozumel.gob.mx/transparencia/documentos/administrativo_ley023_L0920010629.pdf

Salas, W. (2007). Consideraciones sobre la Tributación Medioambiental y su Concepción en el Ámbito Internacional. *Voces: Tecnología y Pensamiento* , 61-73.

Samuelson, P. (1954). The pure theory of public expenditure. *The review of economics and statistics* , 387-389.

Seroa, R. (2001). *Tributación ambiental, macroeconomía y medio ambiente en América Latina: aspectos conceptuales y el caso de Brasil*. Santiago de Chile: CEPAL.

SHCP. (30 de Marzo de 2012). *SHCP*. Recuperado el 12 de Junio de 2012, de SHCP: http://www.hacienda.gob.mx/Estados/Deuda_Publica_EFM/2012/Paginas/1erTrimestre.aspx

Sistema de Cuentas Nacionales de México. (2010). *Producto Interno Bruto por Entidad Federativa 2005-2009*. Recuperado el 13 de Junio de 2011, de http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/derivada/regional/es/pib/2005_2009_seg/PIBE2009.pdf

Sobarzo, h. (2005). Federalismo Fiscal en México. *Centro de Estudios Económicos* , 103-121.

Sustentable, C. d. (Agosto de 1998). *Consejo Coordinador Empresarial*. Recuperado el 5 de Marzo de 2012, de Consejo Coordinador Empresarial: <http://www.bvsde.paho.org/bvsarg/e/fulltext/cespedes/cespedes.pdf>

Tiebout, C. (1956). A pure theory of local expenditures. *The Journal of Political Economy* , 416-424.

Tiebout, C., & Oates, W. (1993). *Fiscal Federalism*. England: Gregg Revival.

Torregrosa, R. (2010). Las Externalidades. En R. Torregrosa, *Microeconomía Superior* (págs. 1-17). Madrid: Dialnet.

Trueba, C., Vallés, J., & Zárate, A. (2008). *Fundación Económico Aragonesa*. Recuperado el 25 de Junio de 2011, de FUNDEAR: <http://www.fundear.es/fotosbd/156832352rada5324.pdf>

Unión, C. d. (4 de Junio de 2012). *Diputados*. Recuperado el 10 de Enero de 2012, de Diputados: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf>

Vargas, J. (2002). *Instituto Nacional de Ecología*. Recuperado el 30 de Noviembre de 2011, de INE: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/395/vargas.html>

Voguel, D., Toffel, M., Post, D., & Uludere, N. (2010). *Environmental Federalism in the European Union and the United States*. Cambridge: Harvard Business School.

Zárate, A., Vallès, J., & Trueba, C. (1998). *Descentralización fiscal y tributación ambiental. El caso del agua en España*. Zaragoza: Instituto de Estudios Fiscales.