

REPÚBLICA DEL ECUADOR



**INSTITUTO DE ALTOS ESTUDIOS NACIONALES
UNIVERSIDAD DE POSTGRADO DEL ESTADO**

Trabajo de titulación para obtener la Maestría Administración Tributaria

**LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL COMO ALTERNATIVA DE
POLÍTICA FISCAL PARA REDUCIR EL CONSUMO DE PLÁSTICOS
DE UN SOLO USO EN EL ECUADOR**

Autor: Andrés Bayardo Herrera González
Director: Iván Rueda

Quito, Septiembre, 2019

Acta de grado



INSTITUTO DE ALTOS ESTUDIOS NACIONALES
LA UNIVERSIDAD DE POSGRADO DEL ESTADO

INSTITUTO DE ALTOS ESTUDIOS NACIONALES
LA UNIVERSIDAD DE POSGRADO DEL ESTADO

**SECRETARÍA
GENERAL**

No.481- 2019.

ACTA DE GRADO

En el Distrito Metropolitano de Quito, hoy a los trece días del mes de noviembre del año dos mil diecinueve, **ANDRES BAYARDO HERRERA GONZALEZ**, portador del número de cédula: 1717637589, **EGRESADO DE LA MAESTRÍA EN ADMINISTRACIÓN TRIBUTARIA (2017-2019)**, se presentó a la exposición y defensa oral de su Artículo Científico, con el tema: **“LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL COMO ALTERNATIVA DE POLÍTICA FISCAL PARA REDUCIR EL CONSUMO DE PLÁSTICOS DE UN SOLO USO EN EL ECUADOR”**, dando así cumplimiento al requisito, previo a la obtención del título de **MAGÍSTER EN ADMINISTRACIÓN TRIBUTARIA**.

Habiendo obtenido las siguientes notas:

Promedio Académico:	8.55
Artículo Científico Escrito:	9.50
Defensa Oral Artículo Científico:	9.17

Nota Final Promedio: 8.94

En consecuencia, **ANDRES BAYARDO HERRERA GONZALEZ**, se ha hecho acreedor al título mencionado.

Para constancia firman:

Mgs. Grace Pamayo.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

Mgs. Fabián Cueva.
MIEMBRO

Dra. Sara Caria.
MIEMBRO

Abg. Ximena Carvajal Chiriboga.
DIRECTORA DE SECRETARÍA GENERAL

De conformidad con la facultad prevista en el estatuto del IAEN CERTIFICO que la presente es fiel copia del original

Fojas 11

Fecha **27 FEB 2020**

SECRETARÍA GENERAL

AUTORIA

Yo, Andrés Bayardo Herrera Gonzalez, con CI 1717637589 declaro que las ideas, juicios, valoraciones, interpretaciones, consultas bibliográficas, definiciones y conceptualizaciones expuestas en el presente trabajo; así cómo, los procedimientos y herramientas utilizadas en la investigación, son de absoluta responsabilidad de el/la autor (a) del trabajo de titulación. Así mismo, me acojo a los reglamentos internos de la universidad correspondientes a los temas de honestidad académica.


Firma
C.I. 1717637589

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN

"Yo Andrés Bayardo Herrera Gonzalez cedo al IAEN, los derechos de publicación de la presente obra por un plazo máximo de cinco años, sin que deba haber un reconocimiento económico por este concepto. Declaro además que el texto del presente trabajo de titulación no podrá ser cedido a ninguna empresa editorial para su publicación u otros fines, sin contar previamente con la autorización escrita de la universidad"

Quito, Septiembre, 2019



FIRMA DEL CURSANTE

ANDRÉS BAYARDO HERRERA GONZALEZ
CI 1717637589

LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL COMO ALTERNATIVA DE POLÍTICA FISCAL PARA REDUCIR EL CONSUMO DE PLÁSTICOS DE UN SOLO USO EN EL ECUADOR

RESUMEN

El plástico es un material de suma importancia para la actividad económica, pero por su irracional uso ha provocado un alto impacto ambiental. En este sentido, el presente artículo proporciona un marco teórico sobre la utilización de la política fiscal para reducir el consumo de plásticos de un solo uso en el Ecuador. Asimismo, se realiza un análisis de la externalidad ambiental negativa de los plásticos de un solo uso. Mediante un método de encuesta de valoración contingente se recopiló datos para obtener niveles impositivos para el uso de bolsas de plástico, en un esfuerzo por reducir el uso excesivo de productos desechables como las bolsas plásticas. Esta información se obtuvo al preguntar a los encuestados una situación hipotética en la que se les exigía que pagaran un impuesto por usar bolsas de plástico o si en su lugar cambiarían sus preferencias por uso de bolsas reutilizables. Según nuestro análisis, las personas estarían dispuestas a pagar un impuesto con valores bajos sobre las bolsas plásticas. Al mismo tiempo, los datos demostraron que los consumidores cambiarían a usar bolsas reutilizables para sus compras de mercado, en caso de que exista un impuesto al uso de bolsas plásticas. Los hallazgos de la investigación resaltan que un impuesto puede disminuir considerablemente el uso de bolsas de plástico. También demostramos que existe una relación significativa en el género y la conciencia ambiental; debido a que las mujeres tienen mayor preocupación por el medio ambiente. Finalmente, este artículo pretende ser una base conceptual para que las autoridades nacionales y municipales mejoren sus esfuerzos de sensibilizar al público sobre la eliminación inadecuada de residuos plásticos.

Palabras Claves: Reforma fiscal ambiental, Impuestos verdes, plásticos de un solo uso, bolsas plásticas

ABSTRACT

Plastic is an important material for economic activity, but due to its irrational use it has caused a high environmental impact. This article provides a theoretical framework on the use of fiscal policy to reduce the consumption of single-use plastics in Ecuador. Likewise, an analysis of the negative environmental externality of disposable plastics is carried out. Through a contingent valuation survey method, data was collected to obtain willingness to pay (WTP) for the plastic bag tax, in an effort to reduce the excessive use of disposable products such as plastic bags. This information was gathered by presenting the respondents a hypothetical situation in which they were required to pay a tax for using plastic bags to test whether they would instead change their preferences for the use of reusable bags. According to our analysis, people would be willing to pay a tax with low values on plastic bags. At the same time, the data showed that consumers will switch to use reusable bags for their market purchases, in case there is a tax imposition to the use of plastic bags. The research findings highlight that a tax impose to the use of plastic bags can significantly reduce its consumption. We also show that there is a significant influence of gender on environmental awareness; since women have greater concern for the environment. Finally, this article aims to present the conceptual basis for national and municipal authorities to improve their efforts to raise public awareness about the improper disposal of plastic waste.

Keywords: Environmental tax reform, Green taxes, disposable plastics, plastic bags

INDICE

1. Introducción.....	1
2. Generalidades de los plásticos de un solo uso	2
2.1. <i>Contexto histórico de los plásticos y ciclo de vida de los plásticos.....</i>	<i>2</i>
2.2. <i>Impacto ambiental generado por los residuos plásticos de un solo uso.....</i>	<i>4</i>
3. Revisión literaria	5
3.1. <i>Reforma Fiscal Ambiental.....</i>	<i>5</i>
3.2. <i>Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Europea.....</i>	<i>9</i>
3.3. <i>Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Latino América.....</i>	<i>10</i>
3.4. <i>Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Ecuador.....</i>	<i>12</i>
4. Instrumentos de gestión y política ambiental	13
4.1. <i>Políticas de comando y control.....</i>	<i>14</i>
4.2. <i>Instrumentos de Mercado.....</i>	<i>16</i>
4.3. <i>Instrumentos de educación e información</i>	<i>18</i>
4.4. <i>Acuerdos Voluntarios</i>	<i>19</i>
5. Experiencias internacionales para reducir el consumo de plástico de un solo uso	19
5.1. <i>Experiencia Internacional: botellas plásticas.....</i>	<i>19</i>
5.2. <i>Experiencia Internacional: fundas plásticas.....</i>	<i>21</i>
5.3. <i>Estudio de casos para reducir el consumo de bolsas plásticas</i>	<i>22</i>
5.3.1. <i>Kenia, un ejemplo de prohibición total.....</i>	<i>23</i>
5.3.2. <i>Irlanda, gravámenes a los consumidores.....</i>	<i>24</i>
5.3.3. <i>Austria, acuerdos voluntarios</i>	<i>25</i>
6. Propuestas para reducir el uso de plástico de un solo uso en Ecuador	26
6.1. <i>Análisis del Impuesto Ambiental a las Botellas Plásticas no Retornables (IRBP) en el Ecuador.....</i>	<i>26</i>
6.2. <i>Análisis a las políticas para el uso de fundas plásticas en Ecuador</i>	<i>27</i>
6.3. <i>Estimación de la disposición del consumidor a pagar un impuesto a las bolsas de plástico</i>	<i>28</i>
6.4. <i>Metodología: Diseño de la encuesta y análisis estadísticos</i>	<i>29</i>
6.5. <i>Resultados y Discusión.....</i>	<i>31</i>
6.5.1. <i>Análisis variables demográficas</i>	<i>31</i>
6.5.2. <i>Prácticas y hábitos de los consumidores frente al uso de bolsas de plástico.....</i>	<i>32</i>

6.5.3. <i>Análisis de DAP y DAA</i>	34
6.5.4. <i>Análisis de contingencia y regresión lineal</i>	35
7. Conclusiones	38
8. Referencias	42
9. Apéndices	¡Error! Marcador no definido.

1. Introducción

Los residuos generados por las sociedades del siglo XXI ponen en peligro la sostenibilidad del planeta. Un constante aumento de la población y un mayor crecimiento de los centros urbanos ha generado una significativa cantidad de desechos (The Economist Intelligence Unit, 2017). En este sentido, la generación de residuos sólidos es uno de los mayores problemas ambientales en este siglo, y el Ecuador no es ajeno a esta problemática. Es así como la gestión de residuos sólidos representa un problema económico, social y ambiental para todas las ciudades de la región y del mundo. Según el informe del Banco Mundial del 2018, titulado *What a Waste 2.0* anualmente se generan 2.010 millones de toneladas de desechos sólidos municipales a nivel mundial, y se estima que para el año 2050 llegue a un volumen 3.400 millones de toneladas de residuos anuales generados (Kaza, Yao, Bhada-Tata, y Van Woerden, 2018). Además, el informe estima que se han generado 1.600 millones de toneladas de dióxido de carbono (CO₂), lo que representa el 5% de las emisiones de gases de efecto invernadero producidos por la gestión de desechos sólidos en el 2016. En consecuencia, una mala administración de los residuos sólidos perjudica a todas las personas, en especial a los sectores más vulnerables de la sociedad, y afecta el desempeño económico de las ciudades y las naciones (Kaza et al., 2018).

En el caso de los desechos plásticos, el informe del Banco Mundial calculó que en el 2016 en el mundo se generó 242 millones de toneladas de estos residuos, que representa el 12% del total de desechos generados anualmente. La mayoría de los desechos plásticos terminan en vertederos, basureros o lo que es lo peor, en ambientes naturales y el impacto económico de la degradación de los ecosistemas es muy alto, como lo indican las investigaciones que se están llevando en la actualidad (Ellen MacArthur Foundation, 2016). Para citar un ejemplo, estos productos plásticos son los que están contaminando los océanos y contribuyendo con su detrimento.

Como se puede observar, la contaminación plástica marina ha sido bien documentada, un caso especial es la “gran isla de basura del Pacífico” (Goldstein, Rosenberg, y Cheng, 2012). Como consecuencia de la generación excesiva de desechos, ya no somos capaces de manejar la cantidad de residuos plásticos que se generan a diario. Se estima que de los nueve mil millones de toneladas plásticas que se han producido hasta la actualidad en el mundo, sólo se ha reciclado el 9% del mismo. Por esta razón, los desechos plásticos se han convertido en uno de los desafíos ambientales más grandes de nuestro planeta.

Hechas las consideraciones anteriores, el objetivo de la presente investigación es explorar la posibilidad de implementar un impuesto ambiental a los plásticos de un solo uso en el Ecuador, con la finalidad de reducir su consumo y preservar el medio ambiente. Precisando de una vez, que las aseveraciones hechas en este estudio se refieren en su mayoría a bolsas plásticas de un solo uso, derivados de combustibles fósiles (petróleo) y no a plásticos de origen biogénico. Por lo tanto, para lograr este propósito, esta investigación expone las tendencias más recientes de cómo los gobiernos, empresas e individuos han logrado frenar el consumo de bolsas plásticas de un solo uso y como el Ecuador podría aplicar estas reglamentaciones en otros productos plásticos de un solo uso.

Este documento contiene seis secciones. En la primera sección se realiza una breve introducción a la problemática de los desechos plásticos. En la segunda sección se presenta una corta descripción de la industria plástica, la gestión final de los residuos plásticos y sus impactos ambientales, sociales y económicos. En la tercera sección de este estudio se realiza un breve análisis de la reforma fiscal ambiental de Europa y de Latinoamérica. De la misma manera, se profundiza, en la revisión literaria sobre las políticas de comando y control y los instrumentos de mercado. En la cuarta sección se presenta un resumen de la experiencia internacional para reducir el consumo de plástico de un solo uso. En esta sección se analizan tres casos relacionados al consumo de bolsas plásticas. A continuación, el apartado cinco inicia con un resumen de la experiencia ecuatoriana en la implementación de impuestos verdes, como el caso del Impuesto Ambiental a las Botellas Plásticas no Retornables (IRBP), y se presenta el análisis de valoración contingente. En particular, esta investigación describe un instrumento de encuesta y un procedimiento de estimación concomitante que permitirá estimar la disposición de aceptar (DAA) y la disposición a pagar (DAP) un impuesto sobre las bolsas de plástico; con la finalidad de determinar el monto del impuesto y realizar una simulación de la introducción de un impuesto a las bolsas plásticas de un solo uso. Finalmente, la sección seis presentan las conclusiones y analiza la factibilidad de que el Ecuador implemente acciones para minimizar el consumo de plásticos de un solo uso.

2. Generalidades de los plásticos de un solo uso

2.1. Contexto histórico de los plásticos y ciclo de vida de los plásticos

El plástico es un material económico, liviano, duradero y fácil de moldear. Estas cualidades han contribuido con un próspero desarrollo de la industria plástica durante el siglo pasado. En efecto, el plástico tiene una amplia gama de aplicaciones y ha facilitado varias actividades de la vida diaria de las personas; ha contribuido con la conservación de alimentos,

prevención de enfermedades y mejoramiento de la higiene (Giacovelli, 2018). Por esta razón, la producción de plástico ha superado a la producción de casi todos los materiales producidos con esta finalidad (Geyer, Jambeck, y Law, 2017). Se estima que la producción de plásticos al ritmo actual utiliza un 20% del consumo mundial total de petróleo (Ellen MacArthur Foundation, 2016). Cabe decir que la producción del plástico depende de los hidrocarburos (petróleo), que son recursos no renovables.

En lo que se refiere a la producción de plástico, este material se adaptó a un modelo de producción lineal, “extraer, producir y desechar” (The Economist Intelligence Unit, 2017). Como lo señala Strasser (1999), el crecimiento económico del siglo XX fue promovido por la basura. El constante crecimiento de los mercados para algunos productos requirió del constante desecho de los mismo. Según este autor en el mundo moderno las cosas se hacen para durar poco y desechar fácilmente. Es así, que la producción y la distribución en masa simplemente generó mayor cantidad de desechos. En 1928, Christine Frederick (citado por Strasser (1999); Latouche, 2012) introduce por primera vez el término de “obsolescencia programada” para explicar el desarrollo de la industria estadounidense con la fabricación de productos que duren poco. De este modo el objetivo de la obsolescencia es el lucro económico, sin tener en cuenta la calidad o las necesidades del consumidor, ni las consecuencias ambientales en la producción y la acumulación de residuos. Para los autores la obsolescencia programada creó la sociedad de “usar y tirar”, y el plástico se adecuó con rapidez a este cambio cultural hacia el desecho.

Es así como el bajo costo de este material y su fácil producción ha permitido que esté presente en todas partes. El plástico, en este modelo lineal de producción, consumo y desecho, ha tenido un éxito excepcional al proporcionar productos asequibles a los consumidores y prosperidad material a miles de millones (Ellen MacArthur Foundation, 2013). No obstante, la mayor cantidad de plástico que se produce está diseñado para ser desechado después de haber sido utilizado una sola vez. Como consecuencia de esto, los productos plásticos han cambiado los hábitos de las personas, siendo mas sencillo por ejemplo, botar los platos en vez de lavarlos (Maldonado, 2012). Por lo tanto, el creciente uso de los envases desechables dentro de la industria de bebidas y alimentos ha reemplazado el uso de envases retornables (Ellen MacArthur Foundation, 2013). Este cambio en el hábito de consumo de los hogares profundiza la problemática y en consecuencia ha fomentado la generación de una mayor cantidad de residuos plásticos.

Es evidente entonces, que el uso irracional de productos plásticos ha generado una mayor cantidad de desechos y, como lo indica los reportes de Ellen MacArthur Foundation (2013), si no se innova y se realiza un rediseño en los envases plásticos, aproximadamente el 30% de estos

productos nunca se reutilizarán o reciclarán. Por esta razón, los plásticos de un solo uso representan aproximadamente la mitad de los residuos plásticos en el mundo. Estos incluyen: bolsas, recipientes, vasos, envases de alimentos, botellas, pajillas y cubiertos. El Apéndice A ilustra las categorías principales de plásticos y sus aplicaciones de un solo uso.

En la actualidad, una cuarta parte de las resinas utilizadas a nivel mundial para la fabricación de plásticos de un solo uso provienen de Asia (China, Hong Kong, Japón, Corea del Sur y Taiwán), le siguen en producción América del Norte, el Medio Oriente y Europa. Por otra parte, los residuos de envases plásticos representan el 47% de los residuos plásticos producidos en todo el mundo (Geyer et al., 2017). Así mismo, se calcula que la mitad de estos residuos proviene de Asia; siendo China el mayor generador mundial de los residuos de envases plásticos, seguido por Estados Unidos, Japón y la Unión Europea. Según Geyer et al., (2017) la cantidad total de plástico producido en la historia se eleva a un aproximado de 6.300 millones de toneladas, de las cuales, el 79% de los residuos plásticos producidos ha sido dispuesto en vertederos, basureros o en el medio ambiente; mientras que el 12% ha sido incinerado, y sólo el 9% ha sido reciclado. Según Giacobelli (2018), si los actuales esquemas de consumo y las prácticas de gestión de residuos no cambian y mejora, para el 2050 habrá aproximadamente 12 millones de toneladas de desechos plásticos en vertederos y el medio ambiente. Resulta oportuno mencionar que, según la jerarquía de gestión de residuos, procesos de recuperación energética, reciclaje o reutilización son más adecuados que la acumulación de desechos en vertederos u otras formas inadecuadas de eliminación (Giacobelli, 2018). Sin embargo, la prevención de generación de residuos será siempre la primera prioridad; por este motivo existen acciones para minimizar el consumo de plásticos de un solo uso, como por ejemplo los instrumentos de política fiscal, prohibiciones, acuerdos voluntarios, entre otros.

2.2. Impacto ambiental generado por los residuos plásticos de un solo uso

En la actualidad se han realizado varias investigaciones sobre el impacto de los residuos plásticos en los ecosistemas, particularmente en medios marinos. En su estudio sobre los residuos plásticos en el medio marino, Jambeck et al., (2015) asegura que 275 millones de toneladas métricas de estos residuos fueron generados en 192 países costeros en el 2010; de los cuales 12.7 millones de toneladas plásticas terminaron en los océanos. Además, se espera que para el 2025 los océanos contengan una tonelada de plástico por cada tres toneladas de peces; e incluso para el 2050, se estima que la cantidad de plástico supere la cantidad de peces en los océanos (Ellen MacArthur Foundation, 2016). En consecuencia, los desechos plásticos han llegado a estar presentes en todos los rincones del planeta sin excepción. Esta situación se agrava porque los

plásticos tardan cientos de años en degradarse (Cole, Lindeque, Halsband, y Galloway, 2011). Asimismo, como se mencionó previamente, el caso de la “gran isla de basura del Pacífico” estudiada por Goldstein et al., (2012) es una muestra de la inminente acumulación de basura en los océanos.

Pham et al., (2014) y Tubau et al., (2015) concuerdan que los desechos plásticos flotantes y varados en los medios marinos son el mayor depósito de basura a nivel mundial y como lo indican Xanthos y Walker (2017), los plásticos de un solo uso son los principales desechos en los océanos. De la misma manera, Baulch y Perry (2014) afirman que redes y cuerdas de pesca desechadas causan el enredo de invertebrados, aves, mamíferos y tortugas, lo que produce asfixia, inanición, laceraciones, infección, menor éxito reproductivo y mortalidad. Así mismo, la contaminación por plástico en líneas costeras crea contaminación estética, la cual tiene un impacto negativo en el turismo y otras pérdidas asociadas (Jang, Hong, Lee, Lee, y Shim, 2014). En efecto, la mayoría de los desechos plásticos no se biodegrada, por el contrario se fotodegradan, es decir se descomponen lentamente en partículas más pequeñas llamados “microplásticos” (Clapp y Swanston, 2009). Los microplásticos provienen de la descomposición de desechos plásticos de mayor tamaño debido a altas irradiaciones ultravioletas y a otros factores ambientales. En este propósito, las investigaciones de Wagner et al., (2014) y Thompson et al., (2004) ponen en evidencia la contaminación en el medio marino a causa de microplásticos; los cuales son confundidos e ingeridos por especies de peces que se alimentan de plantón. De igual manera, según Baulch y Perry (2014), la ingesta de plástico, por organismos acuáticos, es uno de los principales impactos ambientales perjudiciales en el medio marino. Una estimación conservadora del impacto global de la contaminación por plástico en el ecosistema marino es de 13 billones de dólares americanos al año, considerando que no se puede monetarizar el verdadero costo ambiental (Raynaud et al., 2014). Por estas razones, autores como Xanthos y Walker (2017) mencionan la importancia de ampliar los estudios en políticas y herramientas legislativas para minimizar la contaminación plástica, en especial la de los plásticos de un solo uso. En consecuencia, la contaminación plástica marina se ha convertido en una preocupación ambiental importante para gobiernos, científicos, organizaciones no gubernamentales y miembros del público en todo el mundo (Seltenrich, 2015).

3. Revisión literaria

3.1. Reforma Fiscal Ambiental

El término de “Reforma Fiscal Ambiental” (RFA) nace en Europa a finales de la década de ochenta y se fortalece en la década de los noventa. Esta reforma promovieron cambios a los

regímenes impositivos europeos para minimizar las externalidades que dañan el medio ambiente e imposibilitan el adecuado uso del capital natural (Fanelli, Jiménez, & López, 2015). Estos cambios en la legislación ambicionaban trasladar las cargas fiscales desde los impuestos tradicionales hacia impuestos sobre contaminación y sobre la degradación del medioambiente (Lorenzo, 2015). Por esta razón, este tipo de reformas de los sistemas tributarios adoptó el nombre de “reforma fiscal verde”.

Según lo citado, la idea fundamental fue utilizar mecanismos de precios para corregir externalidades asociadas al daño ambiental. Siguiendo el principio de que “el que contamina paga”, la RFA busca que los precios contemplen el costo social de las externalidades negativas, y el instrumento que se propuso para lograrlo fueron los impuestos “pigouvianos” (Pigou, 1932). El impuesto pigouviano, propuesto por el economista inglés Arthur Pigou, busca corregir externalidades negativas mediante la internalización del costo generado por los agentes económicos. En este sentido, el objetivo del impuesto pigouviano es la eficiencia económica mediante la corrección de las externalidades (Oliva, Serran, y Andino, 2010). Es decir, el efecto del impuesto es aumentar el costo marginal privado (lo que cuesta producir un bien o servicio) y que el impuesto sea igual al costo marginal social (lo que le cuesta a la sociedad, incluyendo al productor que produzca).

De la misma manera, Fanelli et al., (2015) concuerdan que las actividades que generan efectos negativos sobre el ambiente deben pagar un impuesto equivalente a la externalidad que produce, como lo señala la hipótesis de Pigou. De acuerdo con los autores, el no realizarlo es equivalente a fijar un subsidio a la actividad contaminante. Por lo tanto, el objetivo es alcanzar la eficiencia económica óptima aplicando un “impuesto ambiental” que remedie la externalidad. Además, Fanelli et al., (2015) concuerda con que los impuestos ambientales deben tener un efecto neto positivo sobre el bienestar, al contrario de los impuestos recaudatorios que tienen efectos distorsionadores negativos. Los autores coinciden en que los impuestos verdes deben reducir distorsiones en la economía y no crear nuevas. En consecuencia, el primer beneficio de la RFA es el cuidado del medio ambiente, por medio de incentivos para adoptar mejores prácticas de consumo y de producción que minimicen la contaminación y utilicen los recursos de forma eficiente. El segundo beneficio es el dividendo que se da por la reducción de las distorsiones del sistema impositivo tradicional ante la disminución de impuestos directos.

Con referencia a lo anterior, la tesis de introducir impuestos ambientales a la contaminación, y al mismo tiempo reducir los gravámenes sobre los bienes como el empleo, dio paso dos concepciones básicas: primero, la existencia de una doble ganancia o “doble dividendo” y segundo, la necesidad de mantener la “neutralidad” de los ingresos (Roca, 1998). La tesis de

“doble dividendo” ha sido ampliamente investigado por autores como Pearce y Turner (1992) y Oates (1993). Estos autores han discutido la posibilidad de que un impuesto ambiental pueda mejorar el medio ambiente y proporcionar ingresos fiscales suficientes para reducir otros impuestos distorsionantes en oferta laboral, inversión o consumo. Como lo aclara Fullerton, Leicester y Smith (2008) el doble dividendo contempla dos decisiones políticas. En primer lugar, la elección de la política fiscal se fundamenta en el debate de cambiar los impuestos distorsionadores convencionales a impuestos ambientales. En segundo lugar, la elección de la política ambiental para controlar la contaminación debe elegir entre un cambio de instrumentos que no generan ingresos (cuotas o permisos exentos) o instrumentos que generan ingresos (impuestos ambientales o permisos subastados).

Se puede identificar entonces que la RFA tiene tres objetivos: a) incorporar normativa ambiental que cambien o eliminen las estructuras tributarias que incentivan los comportamientos nocivos para el entorno natural; b) establecer figuras impositivas respetuosas con el medio ambiente; y, c) fomentar el diseño de tributos con un enfoque de desarrollo sostenible (Gago y Labandeira, 1997). Por su lado, Pearce y Turner (1992) concuerdan con los tres objetivos de la implementación de una reforma fiscal ambiental fundamentada en la tesis de doble dividendo, los cuales son: a) incrementar la recaudación de los tributos ambientales, en especial en el área energética; b) reducir la carga fiscal sobre el trabajo, en particular del impuesto a la renta de las personas; y, c) mantener una presión fiscal constante. En consecuencia, la teoría del doble dividendo según los autores contribuye con la conservación y mejora del medio ambiente, al reducir el consumo y las emisiones de CO₂ a la atmósfera y ayudar a fomentar la creación de trabajo al abaratar el costo del factor trabajo. Con respecto al impacto de las RFA en el crecimiento, Ekins y Speck (2011) afirman que la primera generación de reformas afecta positivamente. De acuerdo con los autores, las RFA aumentan la productividad, reducen la contaminación, incrementan el empleo y fomentan la innovación en tecnologías limpias. Asimismo, Oueslati (2014) y Hettich (1998) aseguran que las RFA contribuyen con el crecimiento económico, y su efecto a largo plazo dependerá del ajuste en los costos de capital.

Por otra parte, la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE, 2012) menciona que los impuestos ambientales son todos los impuestos en el cual la base imponible está en las unidad física de cierto objeto, que tiene un impacto negativo probado y determinado sobre el medio ambiente (ej. los impuestos sobre la emisión CO₂, de acuerdo a los grados de emisiones de cada combustible o los impuestos sobre productos contaminantes como los desechos). Además, al analizar la base de datos de la OCDE, los impuestos ambientales son aquellos impuestos que de forma directa o indirecta afectan los recursos naturales y sugieren que

los impuestos ambientales se podrían clasificar de la siguiente forma: a) impuestos a los productos energéticos para el transporte, b) impuesto a los vehículos de combustión interna, c) impuestos otros procesos de combustión, y finalmente, d) impuesto a la generación de residuos, uso de agua y otras actividades que afectan el medio ambiente (Fanelli et al., 2015).

Cabe agregar, que los autores concuerdan en que la imposición ambiental tiene algunas falencias. De acuerdo con Almeida (2014), la principal desventaja de políticas fiscales verdes se da en los costos iniciales de implementación y control. El autor menciona que las medidas adoptadas por el Estado pueden ser consideradas impopulares, porque podrían contribuir con la inflación del precio de los productos o servicios. Del mismo modo, Oliva et al., (2011) argumenta que la eficiencia de un impuesto verde está en función de la aceptación de las personas y de las empresas, lo cual no siempre coincidirá con las ideas teóricas de comportamiento optimizador. Adicional, el autor menciona que los contribuyentes podrían asumir que el pago de impuestos ambientales les da derecho a contaminar. Sin embargo, un impuesto verde no es el único instrumento de política ambiental que se puede utilizar. Para Fullerton, Leicester, y Smith (2008), una prohibición es más factible y efectiva, cuando la salud de las personas está en riesgo o el costo de la remediación ambiental es muy alto. Por esta razón, la eficiencia de un impuesto verde se reduce en situaciones en las que el daño causado está en función de la fuente de emisión; por lo que Fullerton et al., (2008) propone aplicar regulaciones según cada fuente contaminante.

Como resultado, la aplicación de la RFA ha permitido obtener algunas experiencias. Por ejemplo, la recaudación por concepto de estos impuestos ambientales en los países miembros de la OCDE oscila entre 2.5% y 12.3% de los ingresos fiscales totales (Fanelli et al., 2015). El Apéndice B muestra el porcentaje de los impuestos ambientales sobre los ingresos fiscales en los países de la OCDE. Es así que la OCDE (2013) reportó que la recaudación de impuestos verdes, entre 1996 y 2008, representó alrededor de 7% de los ingresos tributarios totales de los países que la integran (Apéndice C). De acuerdo con la OCDE (2013) para que la ciudadanía acepte la reforma son los siguientes: en primer lugar, el impacto de los impuestos en los costos marginales de los individuos; es decir, los contribuyentes deben percibir un incremento en el impuesto al generar una unidad más de contaminación. En segundo lugar, la elasticidad precio del bien o servicio; cuando más elástica la demanda por un bien, mayor será la respuesta ante cambios en el precio inducidos por la RFA. Por último, opciones de bienes sustitutos ambientalmente amigables que replacen en el largo plazo, a productos contaminantes.

Por otra parte, para incentivar comportamientos amigables con el ambiente, la OCDE (2013) recomienda que la actividad que se graba sea equivalente al problema ambiental que se quiere solucionar. Al mismo tiempo, el diseño legal debe evitar ambigüedades y evitar costos

administrativos innecesarios que afecten la viabilidad de la instrumentación del impuesto, derecho o cargo. Así mismo, en lo que se refiere a efectividad, Gago y Labandeira (1997), concuerdan que los efectos de la reforma sobre los consumos de energía y las emisiones de carbono son significativas pero el impacto sobre producción, empleo y competitividad es limitado.

3.2. Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Europea

La creciente preocupación por los problemas ambientales y el compromiso de corregir la distorsiones de la imposición sobre el trabajo y el esfuerzo de ahorro estimularon que las RFA tomaran fuerza en Europa (Fanelli et al., 2015). Durante dos décadas, la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico, la Agencia Internacional de la Energía (AIE) y la Comisión Europea, trabajaron para establecer un solo criterio de impuesto ambiental. Estas tres instituciones definen a los impuestos ambientales como “cualquier pago obligatorio y sin contrapartida cobrado por el gobierno general sobre bases fiscales consideradas de relevancia medioambiental particular” (OCDE, 2012, p.41). Estos comprenden a impuestos, tasas y cargos que recaen sobre los productos energéticos, los vehículos automotores, los residuos sólidos y líquidos, las emisiones gaseosas medidas o estimadas y los recursos naturales en general (OCDE, 2012).

Los países pioneros en llevar a cabo las primeras reformas en los noventa fueron: Finlandia (1990), Suecia (1991), Noruega (1992), Dinamarca (1994), Holanda (1995), Finlandia (1997), Italia (1999) y Alemania (1999). Estos países pusieron énfasis en las externalidades relacionadas con la emisión de gases de efecto invernadero y la contaminación atmosférica (Fanelli et al., 2015). Autores como Gago y Labandeira (1997) señalan diferentes generaciones de reformas a partir de las experiencias de los países pioneros. La primera generación se caracteriza por impuestos ambientales afines con el sector energético durante los años noventas. Los ingresos recaudados se destinaban a reducir los impuestos sobre la renta, y a dar exenciones a sectores industriales para mantener niveles de competitividad adecuados. La segunda generación de reformas, aplicadas una década después por Alemania y el Reino Unido, son similares a los de la primera generación, con la diferencia fundamental del reciclaje de ingresos destinados a medidas distributivas para atender a los sectores más afectados por el cambio fiscal. Finalmente, los autores identifican una tercera generación con las experiencias de Irlanda y Australia, en donde se realizan reformas más heterogéneas que se caracterizan por dar mayor importancia a la presencia de otras distorsiones en el mundo (Gago y Labandeira, 1997).

En la región europea, los impuestos ambientales representan 310.3 mil millones de euros en el año 2012, lo que constituye el 6.05% del total de impuestos y contribuciones sociales en la región europea, aportando en un 2.4% en promedio al PIB (Fanelli et al., 2015). La experiencia europea con la aplicación de la RFA ha sido bien documentada, como lo señala el Instituto para la Política Ambiental Europea. Entre los hallazgos más relevantes, se afirma que los principales gravámenes han recaído en sectores energéticos, transporte y agua. Sin embargo, ha habido menos preocupación en la producción de materiales y su huella de carbón. De la misma forma, la biodiversidad y la agricultura terrestre y marina no han sido tomadas en cuenta. Finalmente, los países han adoptado RFA según sus necesidades, oportunidades y conveniencias políticas (Lorenzo, 2015).

Esta clasificación ayuda a agrupar todos aquellos impuestos con el potencial de desincentivar comportamientos nocivos hacia el medio ambiente. Consecuentemente, la OCDE, la AIE y la Comisión Europea consideran que los impuestos ambientales utilizados en Europa han sido: a) impuestos ambientales a productos energéticos, estos impuestos son los que se aplican a combustibles y electricidad. Tiempo después se aplicó el impuesto según el contenido de azufre o plomo; b) impuestos por emisiones a la atmósfera, estos impuestos son los que se gravan a productos finales en proporción a las emisiones que ha generado su producción; c) impuestos a vehículos, son impuestos que se gravan a la contaminación del ambiente generada por el uso de automotores de combustión interna; los vehículos han sido objeto de diferentes impuestos, como por ejemplo: a su compra, a su registro, tamaño del motor, y las emisiones del automotor según su certificación; d) impuestos por contaminación del agua, este impuesto se aplica a productos que tienden a contaminar fuentes de agua, como por ejemplo, pesticidas, fertilizantes, excedentes de abono, entre otros; e) impuestos por la generación de residuos sólidos, estos impuestos se aplican a los agentes económicos en función de la cantidad de residuos sólidos que generan y a la peligrosidad de estos; y, f) impuestos por manejo de la biodiversidad y vida silvestre, estos son impuestos y/o tasas que son aplicados por la entrada a parques naturales, permisos de caza y pesca, tala de árboles, usos de suelo, entre otros (Almeida, 2014: p. 9). En resumen, Europa progresa en cuestiones medioambientales. Distintos planes e iniciativas prosperan para introducir nuevos impuestos, cargas, y gravámenes; algunas iniciativas responden a necesidades fiscales, otras a objetivos ambientales, económicos y sociales más amplios. Como lo indica Almeida (2014), la RFA en Europa ha ido evolucionando a temas relacionados con la eficiencia energética y la promoción de energías renovables y el reciclaje.

3.3. Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Latino América

Latinoamérica no ha realizado un proceso similar a la RFA de Europa. Según Lorenzo (2015), la política ambiental de la región está fuertemente influenciada por ciertas características estructurales diferentes de los países desarrollados de la OECD. De acuerdo a Lorenzo (2015) y Fanelli et al., (2015) existen cuatro características que podrían explicar la razón para que los gobiernos latinos no den prioridad a las RFA: a) las autoridades de la región dan prioridad al crecimiento económico; b) la pobreza y la desigualdad siguen siendo marcadas en toda la región; c) el uso de los recursos naturales tienen un peso mayor en la economía del continente; y, d) los Estados no cuenta con la capacidad para proveer bienes públicos, el marco institucional es débil, y los mercados presentan gran cantidad de fallos. Así mismo, los autores mencionan dos factores adicionales: las emisiones de CO₂ son menores y diferentes a las de las naciones más avanzadas de la OCDE y existe una presencia significativa de subsidios a la energía en las economías latinoamericanas. Del mismo modo, Lorenzo (2015) afirma que la aplicación de una RFA en países emergentes o países en desarrollo representa dificultades porque sus sistemas fiscales no cuentan con alto potencial recaudatorio que permita dichas reformas.

Sin embargo, los países de la región han ido adoptando con más frecuencia instrumentos fiscales ambientales, como lo detalla Fanelli et al., (2015) en el documento titulado “La reforma fiscal ambiental en América Latina”, donde realizan una compilación de impuestos de elementos ambientales en países de la región. Al respecto, los ingresos tributarios en América Latina generados por impuestos ambientales demuestran una gran diferencia en comparación con los europeos. Según investigaciones de la CEPAL (2019), los recursos provenientes de impuestos ambientales aportan en promedio al 1.3% del PIB y al 6.4% de la recaudación tributaria total. De la misma manera, las brechas entre países de la región son marcadas. Por ejemplo, en un extremo se encuentran países como Costa Rica, Honduras, República Dominicana y Paraguay, donde en 2016 los impuestos ambientales representaron el 10% de la recaudación tributaria, con valores entre el 1.5% y el 2.5% del PIB (CEPAL, 2019). Por otra parte, países como Brasil, Colombia, El Salvador o Perú tiene cifras poco significativas para estos tributos, tanto en términos del PIB como del total recaudado. El Apéndice D y Apéndice E detallan los ingresos tributarios derivados de impuestos ambientales en la región, como porcentaje de los ingresos tributarios recaudados y como porcentaje del PIB, respectivamente.

En cuanto al tipo de instrumento utilizados, los impuestos relacionados con el medio ambiente en la región se los puede clasificar en tres grupos (CEPAL, 2019). El primer grupo se refiere a los impuestos sobre la energía, los cuales son los que más se destacan en los países latinos; estos impuestos incluyen los gravámenes sobre gasolinas y el diésel. El segundo grupo incluye a los impuestos al transporte, que gravan a los vehículos y otros medios motorizados en

virtud de su comercialización, su propiedad, su registro y permiso de circulación o el uso de los caminos. Por último, el grupo tres, engloba a varios instrumentos, como por ejemplo, tributos sobre sustancias gaseosas con impacto a la atmósfera, uso de agua, manejo de residuos sólidos, extracción de recursos naturales de origen mineral, entre otros.

Resulta oportuno señalar, que la tributación sobre combustibles en América Latina conlleva la mayor complejidad técnica. Históricamente, los precios de los combustibles en la región se han mantenido por debajo de los precios internacionales, a causa de la concesión de subsidios. Como consecuencia de esto, la existencia de una variada masa de subsidios a los productos energéticos, como los combustibles, representa un gran desafío para implementar políticas ambientales. En base a estos hechos, Acquatella y Bárcena (2005) menciona que los países de América Latina y el Caribe no buscan sustituir impuestos tradicionales por los de la RFA, sino que están en un proceso de consolidar y fortalecer sus regímenes fiscales. Por esta razón, Acquatella y Bárcena (2005) menciona que la tarea primordial para los gobiernos de la región es modificar la estructura de los sistemas impositivos y de los subsidios aplicados a los combustibles (gasolina diésel o gas) en función del potencial contaminante, para hacer más coherente su tratamiento fiscal con las metas ambientales.

3.4. Experiencia de la Reforma Fiscal Ambiental en Ecuador

Sobre la base de las consideraciones anteriores, en el Ecuador no se ha realizado una reforma fiscal ambiental en sentido estricto, como en los países desarrollados de la OCDE. Sin embargo, en las reformas legales realizadas en el 2008 se observa una aproximación a la utilización de políticas ambientales. En este sentido, la Constitución del 2008 otorga derechos a la naturaleza (Título II, Capítulo séptimo, Art. 71 - 74) y manifiesta que el Estado deberá garantizar un modelo sustentable de desarrollo. Además, la sección quinta referente al Régimen Tributario establece que la política tributaria promoverá conductas ecológicas, sociales y económicas responsables. No obstante, la imposición ambiental como una herramienta económica y jurídica para desestimular actividades contaminantes es muy poco usada en el Ecuador. Esto se puede deber a que el modelo económico del Ecuador se fundamenta en la explotación de materias primas agrícolas y de recursos no renovables, tales como la extracción de petróleo, actividad con significativos impactos ambientales (Almeida, 2014). Con estos antecedentes, autores como Almeida (2014), Oliva et al. (2011) y Rivadeneira (2011) han discutido la posibilidad para el Ecuador de implementar una Reforma Fiscal Ambiental neutral de ingresos. En otras palabras, una reforma que sustituya progresivamente impuestos

distorsionantes y no ambientales en la económica, por impuestos ambientales que mejoren el sistema impositivo del país y protejan el medio ambiente.

En este contexto, en junio de 2011 el gobierno ecuatoriano anunció una nueva reforma tributaria con un componente ambiental, en la cual se aplicarían impuestos, a los automóviles, las fundas plásticas y las botellas de plástico. Autoridades del gobierno anunciaron que los nuevos tributos no tenían ningún carácter recaudatorio y que los recursos obtenidos se destinarían para programas de salud y medio ambiente (Carrillo, 2018). No obstante, surgieron varias críticas por parte de sectores como el automotriz, la industria plástica, comerciantes, entre otros. Estos grupos argumentaban que los consumidores finales serían los más perjudicados con estas medidas. En este contexto, en noviembre del 2011 la “Ley de Fomento Ambiental y Optimización de los Ingresos del Estado” fue aprobada en la Asamblea Nacional.

En esta reforma se implantaron instrumentos de mercado con el propósito que las empresas y ciudadanos internalicen los costos ambientales de la contaminación vehicular y de los desechos generados por las botellas plásticas no retornables. Como lo indica Almeida (2014) se crearon las siguientes imposiciones: a) aplicación impuesto verde a la contaminación vehicular (IACV), b) reforma al Impuesto a los Consumos Especiales (ICE) y al Impuesto al Valor Agregado (IVA) para vehículos menos contaminantes, c) aplicación de un Impuesto redimible a las botellas plásticas no retornables. Por otro lado, el gobierno no incluyó la propuesta de grabar a las fundas plásticas con \$10 céntimos de dólar, al considerarla operativamente costosa (Carrillo, 2018).

El objetivo de la reforma fiscal era modificar los patrones de consumo y producción de la sociedad y no recaudar más recursos para la caja fiscal. Por ejemplo, los recursos del IACV (impuesto ambiental a la contaminación vehicular) serían destinados para mejoramientos de los combustibles y fortalecer el plan de renovación vehicular. De manera semejante, el IRBP aplica un reembolso total del valor del impuesto para el retorno de las botellas a sus productores o los centros de acopio, para asegurar su reciclaje. De todo esto se desprende que los impuestos ambientales, en el largo plazo, cumplieran con el objetivo de reducir la contaminación.

4. Instrumentos de gestión y política ambiental

Con referencia a lo anterior, toda actividad económica genera distintos impactos sobre el medio ambiente. La teoría económica conceptualiza a estos efectos como externalidades negativas ocasionadas por fallos del mercado (Samuelson y Nardhaus, 2006). Según Oliva et al., (2011) las externalidades negativas perjudican a bienes públicos como la atmósfera, las fuentes de agua, los bosques, entre otros. Como lo señala Almeida (2014), la degradación del medio

ambiente se debe a que los agentes económicos no incluyen los costos de la contaminación en la valoración de los bienes y servicios comercializados en el mercado.

Por esta razón, la teoría económica apunta a la participación del Estado para minimizar los efectos negativos de externalidades sobre el medio ambiente. La aplicación de políticas públicas a favor del medio ambiente permite delinear un modelo económico de desarrollo sostenible. Es así, que la política pública representa una importante herramienta para reducir las externalidades negativas sobre el medio ambiente. Por esta razón, las externalidades ambientales justifican la aplicación de la RFA para corregir las fallas del mercado que ocasionan daños al medio ambiente. Si bien, la mayoría de literatura tiende a privilegiar los impuestos de tipo pigouviano, existen otros instrumentos que se pueden utilizar.

Por esto, los gobiernos se han visto en la necesidad de establecer políticas públicas en busca de solucionar esta problemática. La aplicación de diversas regulaciones o incentivos económicos puede ayudar a cambiar los hábitos de consumo y desincentivar actividades contaminantes, sin perjudicar el progreso económico. En el ámbito de gestión y de política ambiental, los instrumentos más utilizados se clasifican en instrumentos de comando y control, instrumentos económicos, instrumentos de educación e información, e instrumentos voluntarios (CEPAL, 2015), los cuales serán detallados a continuación.

4.1. Políticas de comando y control

Los primeros instrumentos en el ámbito de gestión y la política ambiental son de carácter regulatorio y establecen estándares o límites específicos que los agentes económicos deben respetar. En otras palabras, estos instrumentos de regulación directa buscan generar un comportamiento socialmente deseado por medio de prohibiciones, requerimientos y normas que se establecen y se vigilan (André y Cerdá, 2005); por ejemplo, las prohibiciones o licencias de funcionamiento o normas de emisión o de calidad, o prohibiciones para desechar ciertas sustancias en rellenos sanitarios.

Estos mecanismos administrativos de comando y control han sido utilizados, tradicionalmente para prevenir la contaminación ambiental. Las herramientas usadas para cuidar el ambiente han sido las sanciones a los infractores y las normas relacionadas con emisiones, manejo de desechos (Acquatella y Bárcena, 2005). Sin embargo, las políticas de comando y control tienen varios críticos. En general, se considera que estas regulaciones son poco eficientes para la ejecución de la política ambiental. Esta afirmación se basa en dos razones: primero, las normas suelen fundamentarse en factores que no se relacionan con ninguna evaluación objetiva de los beneficios y los costos; y, segundo, la ejecución de la norma suele necesitar sanciones

legales que constituyen una forma costosa de asegurar el cumplimiento y control de la legislación (Salusso, 2008).

No obstante, los instrumentos de comando y control pueden trabajar conjuntamente con instrumentos de mercado. Para ilustrar esto, se puede mencionar a los instrumentos económicos que respaldan las políticas de responsabilidad ampliada de los productores (EPR, por sus siglas en inglés). Este concepto se formuló por primera vez por Thomas Lindhqvist, considerado el padre del REP en 1990. La Responsabilidad Ampliada de los Productores en sí es un enfoque de comando y control en la generación de políticas ambientales. La OCDE define EPR como “un enfoque de política ambiental en la cual la responsabilidad de un fabricante por un producto se extiende a la etapa posterior al consumidor del ciclo de vida del producto” (OECD, 2001, p.18). En otras palabras, la EPR tiene como finalidad abaratar los costos económicos y ambientales de la gestión de los residuos con la utilización de normas que responsabilicen a los industriales por sus productos para añadir los costos sociales y ambientales totales de la gestión de los residuos después del final de su vida útil; esta responsabilidad puede aplicarse a los envases de otros productos (Meyer, Ludewig, y Schlegelmilch, 2010).

En la práctica, EPR implica que los productores se hagan responsables de recolectar sus productos al final de su vida útil y de clasificarlos antes de su tratamiento final. Al mismo tiempo, los EPR pueden ser aplicados de forma voluntaria u obligatoria por ley, y puede implementarse en conjunto con otros instrumentos, como por ejemplo los sistemas de depósito y reembolso o las tarifas por reciclaje avanzado (OCDE, 2001a).

Los Sistemas de Depósito y Reembolso son sistemas en los cuales el consumidor, el productor o el importador pagan un depósito al momento de la adquisición de un producto potencialmente contaminante. Cuando la contaminación es evitada por la devolución del producto o sus residuos, se efectúa el reembolso del depósito (OCDE, 2001b). Para ilustrar estos sistemas se pueden nombrar algunos ejemplos: devolución y reembolso de envases de vidrio y devolución y reembolso de envases de bebidas, aceite de automóviles, neumáticos o residuos electrónicos, entre otros. Este sistema es implando para varios productos, pero en especial para envases de bebidas en varios países de la OCDE. En consecuencia, los productores deben considerar algunos aspectos para mantener un buen gobierno de sus sistemas EPR. Como por ejemplo la innovación en los diseños de los productos y adoptar un enfoque de ciclo de vida del producto.

Por otra parte, las Tarifas por reciclaje Avanzado, son las que se cobran a los consumidores al comprar ciertos productos considerados contaminantes y de esta forma se genera una contribución para cancelar los costos de recolección y reciclaje después del fin de su

vida útil (Meyer et al., 2010). Como se ha venido discutiendo, en la gestión ambiental las políticas con enfoques de comando y control y los instrumentos de mercado se complementan unas a otras con la finalidad de eliminar o reducir los actos contaminantes de las actividades económicas.

4.2. Instrumentos de Mercado

Los instrumentos de mercado se fundamentan en la aplicación de incentivos económicos o de mercado para generar comportamientos deseados en los consumidores y en los productores. Es decir, los instrumentos de mercado trabajan junto con incentivos de mercado para influir en los precios de bienes y servicios que incorporen el costo social y el privado, desde la producción o consumo (Rivadeneira y Oliva, 2011). Por ejemplo: tarifas por residuos municipales, impuestos sobre rellenos sanitarios, esquemas de comercialización de los permisos para rellenos sanitarios, esquemas de depósito y reembolso, tarifas por reciclaje avanzado, entre otros. De la misma manera, instrumentos económicos son todos aquellos que inciden en los costos y beneficios imputables a cursos de acción alternativos por los que pueden optar los agentes; pueden hacer variar, por ejemplo, la rentabilidad de procesos o tecnologías alternativos, o el precio relativo de un producto y, consecuentemente, las decisiones de productores y consumidores (Acquatella y Bárcena, 2005).

En términos generales, la diferencia esencial entre los instrumentos de comando y control y los instrumentos económicos es el grado de libertad que las personas poseen para tomar decisiones. En otras palabras, un individuo que se enfrenta con instrumentos de comando y control no tiene otra alternativa más que cumplir la norma u obedecer el reglamento. De la misma manera, las personas que se encuentran con instrumentos económicos están libres para escoger cual va a ser su actuación. Esto quiere decir que el comportamiento de un individuo está influenciado por el precio, por tanto hace que un comportamiento específico sea más o menos caro (Meyer et al., 2010). Al mismo tiempo, los costos administrativos de aplicar los instrumentos económicos suelen ser menores en comparación con la vigilancia del cumplimiento con las normativas de comando y control.

Es importante agregar, que el uso de instrumentos económico, de entre los cuales se destacan los impuestos ambientales o verdes, tiene su fundamento teórico en el impuesto Pigou. Tal como se ha visto, la actividad que generan daños sobre el ambiente debe pagar un impuesto equivalente a la externalidad que producen. De la misma manera autores como Pires, Graça, y Chang (2011) y Da Cruz, Ferreira, Cabral, Simões, y Marques (2014) concuerdan que los instrumentos económicos son una herramienta vital para reducir las externalidades negativas

sobre la naturaleza. Estos autores mencionan que el uso de políticas tributarias ambientales puede cambiar los precios de productos y servicios contaminantes, por medio de impuestos de tipo pigouviano. Es evidente entonces, que el Estado debe establecer políticas públicas que protejan el medio ambiente y obligar a los agentes económicos a pagar por sus actividades contaminantes. Por esta razón, varios economistas ecológicos aseguran que los instrumentos económicos son fundamentales para mejorar la calidad del ambiente (Quiroga, 2007).

En relación con lo anterior, Meyer et al., (2010) sostienen que los instrumentos económicos pueden contribuir con el fortalecimiento de los sistemas de gestión de residuos y alcanzar tres objetivos ambientales. Por un lado, los instrumentos de control busca reducir la generación de residuos domésticos, comerciales e industriales por medio de tarifas de recolección y tratamiento de estos residuos en función de la cantidad de residuos recolectados; por otro lado, espera fomentar la recolección separada desde la fuente por medio de tarifas variables a los usuarios y la introducción de sistemas de depósito y reembolso para distinto tipos de productos o residuos; y finalmente, reducir la cantidad de residuos que se desechan en los rellenos sanitarios por medio de impuestos sobre los mismos. Consecuentemente, los instrumentos económicos ayudan a alcanzar estos objetivos ambientales creando incentivos y desincentivos en las etapas de generación tratamiento y disposición de residuos.

De manera consecuente, los instrumentos económicos se pueden clasificar de la siguiente manera: instrumentos que generan ingresos (tarifas e impuestos), instrumentos que aportan ingresos (subsidijs directos, exenciones fiscales, etc.) e instrumentos que no generan ingresos (permisos ambientales, sistemas de depósito y reembolso, etc.) (Meyer et al., 2010). Para los autores los instrumentos que generan ingresos componen la mayor parte de los instrumentos económicos que se usan. Según la Agencia Ambiental Europea (EEA, 1996) los instrumentos que generan ingresos se clasifican en tres clases: primero, tarifas para cubrir costos, las cuales se agregan directamente a servicios o actividades contaminantes específicas para generar ingresos, es decir tarifas a los usuarios. Por ejemplo, para cubrir los servicios ambientales de tratamiento de aguas residuales o recolección y tratamiento de residuos. Segundo, los impuestos o tarifas de incentivos, los cuales son imposiciones que se gravan sobre la contaminación o el consumo de recursos, con el propósito de cambiar comportamientos de los productores y/o consumidores. Un ejemplo de esto es el impuesto al consumo de tabacos. Tercero, los impuestos fiscales son los que se gravan sobre la contaminación o el consumo de recursos, pero principalmente con el objeto de recaudar ingresos. Por ejemplo, el impuesto a los vehículos de alto cilindraje.

Consecuentemente, durante la ultima década varios países han incorporado instrumentos económicos a la gestión ambiental para complementar los esquemas tradicionales de regulación

directa. Como ya se ha aclarado, los instrumentos económicos brindan mayor flexibilidad a los agentes mediante incentivos basados en precios y costos; además, ayudan a obtener fondos para financiar programas ambientales. En este contexto, los países de la OCDE han reportado experiencias exitosas en la utilización de instrumentos económicos para recaudar fondos que se destinan al financiamiento de proyectos, programas y servicios de gestión ambiental. Sin embargo, en países en vías de desarrollo la efectividad de los instrumentos económicos en la gestión ambiental ha sido relativamente escasa (OECD, 2017).

En resumen, la aplicación de diversas herramientas, tanto de política como de gestión, han contribuido para alcanzar algunos objetivos de desarrollo sostenible. Existen varias experiencias internacionales que han dejado grandes lecciones al momento de aplicar un instrumento económico. Según la CEPAL (2015), el adecuado desarrollo de los instrumentos permite alcanzar los objetivos de sustentabilidad de manera más eficiente; sin embargo, si tiene fallas en su diseño, puede producir efectos negativos sobre el ambiente, disminuyendo las posibilidades de desarrollo y calidad de vida de algunos grupos vulnerables de la sociedad.

4.3. Instrumentos de educación e información

Estos instrumentos, tal como lo indica su nombre, son los que tiene los objetivo educar e informar a todos los agentes económicos sobre temas ambientales como por ejemplo, conductas amigables con el ambiente o dañinas, efecto de los distintos niveles de contaminación sobre la población, los beneficios de las políticas de conservación, entre otros. El proceso educativo busca transmitir conocimientos modernos de conservación, orientados a la comprensión y toma de conciencia de los problemas ambientales, con la finalidad de integrar valores y el desarrollo de hábitos y conductas que tiendan a prevenirlos y resolverlos.

Por ejemplo, los informes ambientales se elaboran con la finalidad de medir la eficiencia de las políticas ambientales. Este instrumento sirve de guía a quienes toman decisiones para evaluar el impacto ambiental de actividades económicas. Los informes de impacto ambiental son un requisito en casi todos los países que se deben cumplir previo a la instalación de fábricas, construcción de carreteras, establecimiento de vertederos, entre otras. Los resultados de estos informes ayudan a los constructores a ajustar los proyectos para evitar o mitigar sus posibles efectos negativos.

Así también, existen otros sistemas como el eco etiquetado, o etiquetas ecológicas, que son herramientas que sirven para reducir el uso de recursos naturales y costos de un proyecto. Entre los sistemas de eco etiquetado más difundidos son aquellos que utilizan las normas ISO 14000, el cual es emitido por la Organización Internacional de Normalización. Estas normas

ayudan a los agentes a controlar el impacto ambiental; asimismo, permiten formular y evaluar los objetivos ambientales planteados. En varios países las etiquetas ecológicas como los certificados son exigidos para educar e informar a los consumidores. Las empresas aplican ecoetiquetas a sus productos y servicios para ofrecer información útil al público comprador. Finalmente, estos instrumentos se utilizan como estrategia de mercado para destacar la seguridad que ofrecen al consumidor, a la protección del medio ambiente y a la salud.

4.4. Acuerdos Voluntarios

Los instrumentos de carácter voluntario son mecanismos de corrección de externalidades ambientales por los cuales los sectores productivos se comprometen a reducir los impactos ambientales que provocan, más allá de lo estrictamente estipulado por la ley (Riera, García, Kristrom, y Brannlund, 2016). Es decir que los agentes productores llegan a acuerdos para mejorar las estrategias de protección ambiental por sobre los niveles establecidos en las normas o estándares. Estos acuerdos voluntarios pueden calificarse de la siguiente manera: a) acuerdos negociados, son contratos negociados entre autoridades públicas y uno o más actores privados; b) programas voluntarios, se refieren a estándares elaborados por organismos públicos a los cuales pueden adherir las firmas participantes; c) compromisos unilaterales, consisten en programas de mejoramiento ambiental establecidos por empresas y que son comunicados a las partes interesadas; y, d) acuerdos privados, se refieren a contratos entre una empresa y aquellos que son afectados por sus emisiones.

5. Experiencias internacionales para reducir el consumo de plástico de un solo uso

Este apartado tiene como objeto identificar las experiencias y las tendencias que han logrado impactos positivos a largo plazo, para reducir el consumo de plástico de un solo uso. En este sentido, esta sección analiza los instrumentos más utilizados en el ámbito de gestión y política ambiental, para regular o prohibir el uso de botellas y bolsas plásticas de un solo uso alrededor del mundo. Estas políticas han variado en rango, alcance y grados de éxito. Es así como varios gobiernos nacionales y locales han ido aplicando diversas estrategias; desde el uso de herramientas de comando y control, como por ejemplo prohibiciones totales, hasta instrumentos económicos y esquemas voluntarios.

5.1. Experiencia Internacional: botellas plásticas

El tereftalato polietileno (PET) es una resina ampliamente utilizada en la industria de alimentos y bebidas (Orset, Barret, y Lemaire, 2017). Este plástico es resistente, duradero y de

bajo costo. Tiene una permeabilidad al gas y se procesa y maneja fácilmente. Estas propiedades hacen del PET un material muy demandado para la industria de alimentos y bebidas, en especial botellas de agua y gaseosas. En 2016, se vendieron más de 480 mil millones de botellas de plástico en todo el mundo, en comparación con los 300 mil millones que se producían en el mismo período de hace una década (Laville y Taylor, 2017). El problema de contaminación reside en que la dureza de este material lo hace resistente a la biodegradación. Una botella de PET puede durar alrededor de 500 años en la naturaleza. Por lo tanto, la acumulación de desechos PET en áreas marinas y terrestres causa grandes preocupaciones ambientales a nivel mundial. Por esta razón, se sugieren que las regulaciones y los incentivos económicos a los consumidores son esenciales para el cambio de hábitos en la gestión de estos residuos sólidos (OCDE, 2008). Da Cruz, Ferreira, Cabral, Simões, y Marques (2014) concuerdan en que la aplicación de la Responsabilidad Extendida del Productor (REP) y sistemas de depósitos y devolución, en países desarrollados y en vías de desarrollo, tienden a reducir los desechos de botellas PET y fortalecen al sector del reciclaje.

La organización no gubernamental BottleBill.org explica que los impuestos y sistemas de depósito/rembolso de botellas fueron aplicados por primera vez por las industrias embotelladores para asegurarse la devolución de sus envases de vidrio. De esta forma las botellas de vidrio se reutilizaban decenas de veces antes de ser desechadas. A partir de los años cincuenta y sesenta, los agentes económicos en la industria de bebidas cambiaron de comportamiento; la introducción de las latas de aluminio no retornables reemplazó a las botellas de vidrio retornables y los consumidores comenzaron a desechar las latas de aluminio en cualquier lugar (Gitlitz, 2013). Como lo indica Almeida (2014) en los últimos año se dio un cambio en el patrón de consumo de botellas retornables a botellas y envases no retornables; ocasionando un importante efecto en la gestión de los desechos sólidos.

Por todo lo dicho, varias administraciones nacionales y locales han promovido leyes para minimizar el volumen de desechos, así como incentivar el uso de envases retornables y mejorar los procesos de reciclaje. En el caso de las botellas PET, los gobiernos han utilizado una combinación de impuestos e instrumentos para fomentar el acopio de envases PET. Por ejemplo, Alemania introdujo la primera legislación de embalaje (BGBI. Nr. 516/1990 ST0206) para regular la oferta de envases no retornables en el mercado. Según Lenzen et al. (2007) esta ordenanza es aplicada bajo un enfoque de Responsabilidad del Producto Extendida (EPR) y el sistema de devolución de depósito para obtener la máxima reutilización y reciclaje. En esta normativa se define una cuota de recuperación para cada material de embalaje (plásticos, vidrio, papel, cartón y aluminio).

Otra estrategia empleada por los gobiernos es la legislación sobre depósitos de contenedores. Esta legislación confronta el problema de basura y garantiza que los productores de bebidas y envases asuman la responsabilidad total de sus productos. Adicionalmente, aumentan las tasas de reciclaje, reducen la contaminación ambiental y el consumo de energía, crean empleos y asignan el costo de recuperación a quienes producen y consumen las bebidas (Photeli, 2006). Como resultado de esto, las empresas pueden colaborar con gobiernos, industria y otras instituciones para fomentar políticas de responsabilidad extendida del productor.

5.2. Experiencia Internacional: fundas plásticas

Durante la última década, los gobiernos nacionales y locales han desarrollado e implementado políticas y medidas económicas para hacer frente al consumo de bolsas plásticas y artículos de espuma de poliestireno. En efecto, desde el 2015 se han incrementado el número de políticas regulatorias para estos productos plásticos. Según Giacovelli (2018) esta tendencia se debe en parte a la Directiva de la UE2015/720, la cual promueve a los estados miembros a fijar objetivos de reducción o implementación de instrumentos económicos para alcanzar una reducción sostenible de bolsas plásticas. La Directiva UE2015/720 invita a los países miembros a reducir el consumo de bolsas plásticas ligeras a un máximo de 90 unidades anuales por persona para finales del 2019, y a un máximo de 40 para finales del 2025.

Es así como en África, los gobiernos han adoptado una mayor cantidad de políticas prohibitivas parciales o totales en la producción y uso de bolsas plásticas. Entre 2014 y 2017 más de la mitad de los países africanos han implementado prohibiciones sobre estos productos. Estas medidas fueron establecidas gracias a que las autoridades africanas encontraron relación entre los desechos de fundas plásticas y problemas de salud pública; como es el caso de Kenia, donde sus autoridades vincularon a la basura de las bolsas plásticas con malaria y al bloqueo de desagües (UNEP, 2005).

De manera semejante, algunos países de la región asiática han buscado controlar la producción y el uso de bolsas plásticas a través de prohibiciones y gravámenes. Como por ejemplo, las políticas adoptadas en Bangladesh y la India, países en los cuales se correlacionó el uso de fundas plásticas con las inundaciones y los problemas de salud pública (Clapp y Swanston, 2009). Las autoridades promulgaron políticas que prohíben el uso de este producto bajo el principio de precaución para compensar posibles riesgos ambientales, sociales y económicos (Ritch, Brennan, y MacLeod, 2009). Sin embargo, como lo mencionan los autores, el cumplimiento de las regulaciones ha sido poco eficiente y el consumo de bolsas plásticas de un solo uso siguen siendo alto. Por otro lado, países como Japón, donde cuentan con alto nivel

de conciencia social y un sistema de gestión de residuos muy efectivo, las fugas de plástico de un solo uso al ambiente son relativamente escasas; por lo tanto, no han aplicado ningún tipo de regulación prohibitiva a los productos plásticos de un solo uso, ya que no es requerida (Giacovelli, 2018).

De igual forma, países de Europa, desde la publicación de la directiva EU2015/720, han adoptado distintas regulaciones que van desde prohibiciones, impuestos, hasta acuerdos voluntarios. Por ejemplo, Alemania y Dinamarca tomaron la iniciativa de aplicar prohibiciones al uso de fundas plásticas en tiendas minoristas en los años de 1991 y 1994. Poco después, Austria logró realizar acuerdos voluntarios con el sector privado. Actualmente, la Comisión Europea está desarrollando la llamada “Estrategia para Plásticos en una Economía Circular” (2018-2030), con la finalidad de minimizar la generación innecesaria de residuos plásticos de un solo uso y para la eliminación de envoltorios excesivos (European Commission, Plastic Strategy COM, 2018).

Por su parte, en América del Norte, la tendencia ha estado marcada por la implementación de regulaciones a niveles estatales o locales; este es el caso de Montreal (Canadá) y de California (EEUU), donde las bolsas plásticas ligeras están prohibidas. Así también, en Nueva York se retomó la legislación que regula a los productos de espuma de poliestireno de un solo uso. De la misma manera, en América central y América del Sur las acciones para reducir el consumo de bolsas plásticas han sido tanto nacionales como locales; es el caso de Chile y Costa Rica que regulan el uso de estos productos (Giacovelli, 2018).

En resumen, los gobiernos han promulgado prohibiciones totales, parciales o tarifas al uso de bolsas plásticas (Poortinga, Whitmarsh, y Suffolk, 2013). Estos desincentivos económicos toman dos formas principales: impuestos que se aplican a los fabricantes o importadores de bolsas de plástico y gravámenes que se imponen a los consumidores en el punto de venta (Singapore Environment Council, 2013). Earth Policy Institute (www.earth-policy.org) proporciona un resumen de las distintas políticas aplicadas en todo el mundo para abordar el problema de las bolsas plásticas. Como lo señala Poortinga et al. (2013), la introducción de un impuesto o un cargo en las fundas plásticas desechables puede ser altamente efectivo. En primer lugar, los compradores comienzan a llevar sus propias bolsas reutilizables a las tiendas y dejan de usar bolsas plásticas. Además, las personas tienden a ser más conscientes de la problemática de los residuos sólidos y, por lo tanto, es más probable que tomen otras decisiones respecto al manejo de desechos y respecto a temas de reciclaje (Poortinga et al., 2013).

5.3. Estudio de casos para reducir el consumo de bolsas plásticas

5.3.1. Kenia, un ejemplo de prohibición total

El gobierno de Kenia, preocupado por la contaminación de bolsas plásticas, aplicó una prohibición punitiva a la manufactura e importación de estos productos. Antes de la prohibición, en Kenia se utilizaban alrededor de 100 millones de bolsas plásticas cada año (UNEP, 2005). El gobierno de Kenia identificó al desecho de bolsas plásticas como un problema prioritario, ya que la acumulación de estos productos causa impacto directo en el medio ambiente, poniendo en riesgo la existencia de la vida silvestre y causando impactos en la salud humana. Por consiguiente, desarrolló un programa de gestión de residuos sólidos en Nairobi y, con la colaboración del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), presentó una propuesta de política para abordar dicho problema.

Esta propuesta se basó en la selección, diseño e implementación de instrumentos económicos en el sector de gestión de residuos sólidos en Kenia. El informe de la UNEP (2005) estableció un paquete de políticas ambientales que comprendía siete instrumentos para gestionar los residuos de bolsas de plástico, que se introducirían gradualmente en un período de dos a tres años. Por ejemplo, se planteó la prohibición de bolsas plásticas de menos de 30 micrones de grosor, principalmente porque estas bolsas son consideradas las más contaminantes ya que se esparcen fácilmente por el viento o el agua. Según el reporte, la experiencia de otros países ha demostrado que una prohibición es el instrumento más efectivo para este tipo de plásticos, si se consideran el carácter de un solo uso, el bajo precio y la baja factibilidad de reciclaje de este material. Sin embargo, la propuesta fue cuestionada por Njeru (2006) y no fue ejecutada. El autor aseguró que la prohibición de ciertos tipos de bolsas de plásticos y la realización de campañas de concientización son inútiles a largo plazo, para reducir el consumo de bolsas de plástico, porque la falta de servicios sanitarios ha obligado a los residentes pobres de la ciudad de Nairobi a idear otros usos para las bolsas de plástico, más allá de las compras. Por esta razón, Njeru (2006) sugiere que hubiera sido oportuno crear un gravamen sobre bolsas plásticas a fabricantes y proveedores; y los ingresos recaudados proporcionarían podrían haberse utilizado para proporcionar servicios, como inodoros, agua y eliminación de desechos sólidos, para los ciudadanos.

A pesar de estas debilidades de la propuesta, el autor recomendó la aplicación de este paquete de políticas ambientales porque brinda alguna forma de rendición de cuentas por los impactos sociales, económicos y ecológicos de la producción y el consumo de bolsas de plástico, con base en experiencias de otros países como Sudáfrica, Ruanda, India, y Australia (Njeru, 2006). Sin embargo, en agosto del 2017 el gobierno de Kenia promulgó una ley para la

prohibición punitiva a la manufactura e importación de estos productos. Esta nueva ley es considerada la más punitiva del mundo por que sanciona con multas de hasta \$38.000 dólares o con penas de cárcel de cuatro años a quienes incumplan con la prohibición (Giacovelli, 2018).

Los impactos de esta normativa fueron positivos. Por ejemplo, los supermercados y minorista están comercializando bolsas de tela reutilizables como alternativa a las bolsas plásticas. Los kenianos están cambiando sus patrones de consumo; sin embargo, aun no existen estudios profundos sobre el impacto de esta normativa prohibitiva. No obstante, el informe de la UNEP (2005) realizó evaluaciones sobre el impacto total de la prohibición y la importancia de aplicar la propuesta.

5.3.2. Irlanda, gravámenes a los consumidores

En los años noventa, la contaminación por bolsas plásticas era evidente en todo el territorio irlandés y representaba el 5 % del flujo total de residuos del país. En 1998, el Ministerio Irlandés para el Medio Ambiente, Patrimonio y el Gobierno Local contrataron un grupo de trabajo para analizar cómo reducir el consumo de bolsas plásticas y para estimar la máxima disposición a pagar (DAP) de los consumidores por bolsa de plástico (Orset et al., 2017). Esta investigación demostró que el consumo promedio por persona al año era de 328 bolsas plásticas. Así mismo, que los minoristas entregaron 1.260 millones de bolsas al año y que el DAP de los consumidores por una bolsa era de 0.024 céntimos de euro.

En el 2002, el gobierno irlandés aplicó un impuesto sobre las bolsas de plástico en los puntos de venta, conocido como el “PlasTax”. El objetivo del gobierno era cambiar el comportamiento de los consumidores, por lo que fijo el impuesto en 0.15 céntimos de euros sobre bolsa de plástico para compras en todos los puntos de venta (supermercados, tiendas, estaciones de servicio, entre otros). Este impuesto era seis veces superior a la DAP (Giacovelli, 2018). Los autores Convery, McDonnell, y Ferreira (2007) en su estudio sobre el caso irlandés, describen al “plastax” como: “El impuesto más popular en Europa” y resaltan las principales lecciones del gravamen sobre las bolsas de plástico.

La investigación de Convery, McDonnell y Ferreira (2007) muestra que este impuesto introducido en marzo de 2002 redujo el uso de bolsas de plásticas en más del 90%. Así mismo, el consumo per cápita se redujo de 328 bolsas de plástico por año a 21 bolsas, y para el 2004 las bolsas de plástico representaban solo el 0.22% del flujo total de residuos. Por otra parte, el estudio demostró que los ingresos anuales estaban en el orden del 12 a 14 millones de euros, los cuales están destinados a un Fondo Medio Ambiental, y la recaudación y los costos de administración asociados son del 3% de los ingresos. Esta investigación, menciona que para el

éxito del impuesto es importante una buena campaña informativa que resalte los impactos ambientales y también la creación de un fondo ambiental, estrategias fundamentales para la aceptación de un impuesto por parte de público. En realidad, la introducción de un impuesto sobre el producto puede influir significativamente en el comportamiento del consumidor.

Según Poortinga et al., (2013) este impuesto no es pigouviano, porque no se busco determinar el nivel óptimo de impuestos. Por el contrario, el impuesto está orientado a cambiar el comportamiento del consumidor por medio de la fijación de una cantidad suficientemente alta, para que la mayoría de los consumidores se detuvieran a reflexionar en el alto costo por cada funda plástica, y los obligara a traer consigo sus propias bolsas de compra reutilizables. Convery, McDonnell, y Ferreira (2007) al igual que Poortinga et al., (2013) resaltan la importancia de fijar el impuesto de 15 centavos de euro a un valor seis veces superior al promedio de lo que los consumidores estarían dispuestos a pagar. Los autores aseguran que un gravamen es la política adecuada para reducir considerablemente el consumo de bolsas de plástico, incluso cuando existen mercados minoristas bien desarrollados.

El seguimiento y la revisión del impuesto luego de cuatro años de aplicación reveló que el uso de bolsas de plástico había aumentado a 31 bolsas por habitante, por lo cual el gobierno decidió aumentar el impuesto a 0.22 céntimos de euro en julio del 2007, con lo que se disminuyó el consumo de bolsas. El objetivo del gobierno es mantener un promedio de 21 bolsas por persona cada año, por esta razón el gravamen se modifica una vez cada año (Giacovelli, 2018).

5.3.3. Austria, acuerdos voluntarios

Austria es un ejemplo de acuerdos público-privados para confrontar un problema ambiental. En el 2016, el Ministerio Federal de Agricultura, Silvicultura, Medio Ambiente y Gestión del Agua (BMLFUW) de Austria firmó un acuerdo con el sector privado (minoristas y organizaciones de protección ambiental) para reducir el consumo de bolsas plásticas. La meta del gobierno era reducir al máximo el uso de bolsas plásticas, 25 bolsas por persona al año y estar por debajo del estándar de la Directiva de la Unión Europea, 90 bolsas por persona al año (EU Directive 2015/720).

En el 2017, la mayoría de los supermercados de Austria voluntariamente habían dejado de entregar a sus clientes bolsas de plástico gratuitas y permitió la venta de bolsas reutilizables en las cajas. Además, el gobierno promociona campañas de concientización y proyectos ambientales, con la finalidad de informar al público sobre la problemática de las bolsas plásticas (Giacovelli, 2018).

6. Propuestas para reducir el uso de plástico de un solo uso en Ecuador

El proceso de selección, diseño e implementación de una normativa para la gestión de residuos sólidos seleccionados en el Ecuador ha tomado mayor relevancia en estos últimos años. Este artículo esboza una estrategia de implementación clara, fundamenta en las directrices de ONU Medio Ambiente y en las investigaciones realizadas por Giacobelli (2018), Orset et al., (2017), Nattapat, Chanathip, y Jun (2019), y Dunn (2012), con la finalidad de ser utilizado como una herramienta para el desarrollo de capacidades en el uso de instrumentos económicos y gestión ambiental.

Este apartado se compone de tres secciones: la primera analiza el impuesto Ambiental a las Botellas Plásticas no Retornables (IRBP) en el Ecuador con la finalidad de detallar las principales experiencias de esta normativa. La segunda parte realiza una breve descripción de los primeros intentos de aplicar un impuesto a las bolsas plásticas en el Ecuador. Por último, la tercera sección realiza una estimación de la disposición del consumidor a pagar un impuesto a las bolsas de plástico. Además, se detalla la metodología y los resultados estadísticos de la encuesta realizada y se realiza un ejercicio de simulación de impuesto a las bolsas plásticas.

6.1. Análisis del Impuesto Ambiental a las Botellas Plásticas no Retornables (IRBP) en el Ecuador

Con la finalidad de disminuir la contaminación ambiental y estimular el proceso de reciclaje, el Gobierno ecuatoriano creó la Ley de Fomento Ambiental y Optimización de los Ingresos del Estado, publicada en el Suplemento del Registro Oficial No. 583, del 24 de noviembre de 2011. En este cuerpo legal se estableció el Impuesto Ambiental a las Botellas Plásticas no Retornables (IRBP), el cual entró en vigencia en enero del 2012. De conformidad con la referida norma, el sujeto pasivo son los embotelladores e importadores de bebidas contenidas en botellas plásticas no retornables (PET). Por otra parte, el hecho generador de este impuesto es embotellar las bebidas gaseosas, alcohólicas, no alcohólicas y de agua, en botellas plásticas no retornables (PET), de producción local o importadas, al momento de su desaduanización.

La tarifa que se aplica por cada botella plástica gravada con este impuesto es de dos céntimos de dólar de los Estados Unidos (\$ 0.02). Esta normativa establece que el valor se devolverá en su totalidad a quien recolecte, entregue y retorne las botellas. El propósito del IRBP es reutilizar el mismo material para realizar más productos. De esta forma cada botella plástica PET que se retorne puede ser utilizada en el proceso de hacer nuevas botellas. Estos tributos ambientales tienen fines extra fiscales; los cuales buscan cambiar el comportamiento de los

consumidores. Además, para facilitar los procesos de pago del impuesto redimible, se aplica una resolución ministerial para determinar la cantidad de botellas PET a su equivalente en kilogramos. El promedio de conversión en el período 2012-2014 fue de 39 botellas PET por kilogramo (IRR, 2015).

La aplicación de esta normativa ha dado resultados positivos. Según datos del SRI, los resultados del IRBP en el período 2012-2014 significaron un incremento en la recolección de botellas PET, que fueron desde las 28.401 toneladas de PET en el año 2012 (905 millones de botellas plásticas), a 48.384 toneladas de PET en el año 2014 (1.935 millones de botellas plásticas). Adicionalmente, se observa un aumento y fortalecimiento de actividades de reciclaje de residuos sólidos inorgánicos, en especial de botellas PET. Es así como, en el primer año de funcionamiento del IRBP se incrementó en 333% de toneladas de botellas recuperadas y en el periodo 2012 – 2014 se ha incrementado en un 170% (IRR, 2015). Es así como la demanda de este material reciclable ha permitido que la industria de reciclaje invierta en el país. Al mismo tiempo, la aplicación del impuesto redimible ha dado como resultado una mayor participación de ciudadanos en la actividad de recuperar y comercializar este material; lo que a ocasionado una seguridad en términos de ingresos mensuales a los recicladores de base (IRR, 2015).

Por otra parte, según cifras del SRI, la recaudación tributaria del IRBP se ha mantenido constante (Apéndice F). El primer año de aplicación del impuesto se recaudo \$14.867.920 y la devolución de impuesto fue de \$8.494.000 para el mismo año. Sin embargo, la devolución del impuesto en los años siguiente ha sido mayor y provocó un impacto fiscal. En el período de 2012 al 2014, la caja fiscal reportó una recaudación bruta de US\$ 83.5 millones, pero devolvió US\$ 96.3 millones en conjunto a embotelladores, importadores y centros de acopio, por la existencia de botellas traídas desde los países vecinos (Andrade, 2016). Así mismo, el autor menciona que esta distorsión del impuesto ha sido analizada como una dualidad de carga e incentivo que podría afectar la gestión del impuesto en el mediano plazo. No obstante, las lecciones del IRBP son importantes; por ejemplo, el nivel de reciclaje alcanzado por Ecuador de botellas PET superó a otras jurisdicciones del primer mundo, como California (70%), Massachusetts (64%) u Oregón (55%) que registran tarifas más altas y una experiencia acumulada en la gestión de este instrumento económico (Andrade, 2016).

6.2. Análisis a las políticas para el uso de fundas plásticas en Ecuador

En el caso ecuatoriano, según datos de la página web del Ministerio del Ambiente (MAE) cada persona usa 253 fundas plásticas anualmente, es decir, más de 3.657 millones de unidades a nivel nacional. Además, el ministerio estima que del total de fundas plástica utilizadas, el 8%

se entregan en supermercados, el 14% entre vendedores ambulantes y panaderías, el 30% en mercados y ferias libres, y el 48% en tiendas de barrios. De la totalidad, se desperdician 750 millones de bolsas plásticas por año; tan solo 5 de cada 10 fundas son reutilizadas una única vez y el resto termina en quebradas, alcantarillas, playas, ríos y mares, provocando situaciones de insalubridad y contaminación. Según el estudio “Información ambiental en los hogares 2017”, desarrollado por el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC, 2017) el 78.90% de las familias en el país opta por la funda plástica desechable, el 20.95% usa bolsas de tela o material reutilizable y el 0.15% emplea canastas o carritos para llevar las compras del supermercado hasta sus casa.

Por esta razón, el MAE trabaja en la primera política nacional de consumo responsable de plásticos y promueve una serie de actividades encaminadas a sensibilizar a la ciudadanía e incidir sobre sus hábitos de consumo. Por ejemplo, en 2015, almacenes TIA lanzó una campaña “menos fundas más vida” y puso en funcionamiento una bio caja, la cual no entrega fundas plásticas a los consumidores. Como resultado de esta iniciativa, los almacenes TIA dejaron de producir 8.2 millones de fundas y en siete meses lograron un ahorro de 200 mil dólares. Un caso similar esta siendo actualmente ejecutado por los supermercados Mi Comisariato. Otro ejemplo es el de Galápagos, en febrero 2015 se aprobó la Resolución Nro. 038-CGREG-19-XI-2014 para la prohibición de distribución y comercialización de fundas plásticas y envases de poliestileno que rige desde agosto de 2015.

Los primeros resultados han sido alentadores, como lo indican las estadísticas del INEC. En el período 2016 y 2017 hubo más personas que adquirieron bolsas de tela, las cuales ayudan a disminuir el consumo de fundas plásticas. Sin embargo, no existen publicaciones científicas que evalúen la aplicación del impuesto al uso de fundas plásticas; la mayoría de la información recabada en este trabajo proviene de literatura gris. Es importante mencionar que en el proyecto de Ley de Fomento Ambiental y Optimización de los Ingresos del Estado del 2011 se incluyó una propuesta de grabar a las fundas plásticas con 0.10 centavos de dólar, pero el gobierno no continuó con esta iniciativa al considerarla operativamente costosa. Actualmente, en la Asamblea se ha presentado un proyecto de ley para la racionalización, reutilización y reciclaje de plásticos que se tramitará en la Comisión de Desarrollo Económico de la Asamblea.

6.3. Estimación de la disposición del consumidor a pagar un impuesto a las bolsas de plástico

La finalidad de este apartado es comprobar si los consumidores están dispuestos a pagar un impuesto a las bolsas plásticas para una mejora en la calidad ambiental. El objetivo, entonces,

es la estimación econométrica de los determinantes de la disposición a pagar un impuesto a las bolsas de plástico. Se utilizó dos metodologías en este estudio: la primera metodología se refiere al diseño de una encuesta de valoración contingente (MVC) de elección dicotómica, y la segunda metodología hace referencia a la aplicación de un modelo econométrico para calcular las estimaciones medias de la disposición a pagar (DAP) o su disposición a aceptar (DAA) promedio (Orset et al., 2017).

Para efectuar este análisis cuantitativo se realizó una definición de los parámetros para “bolsa de plástico”. Es de conocimiento que el tipo de bolsas que se entregan durante las compras en supermercado, tiendas de conveniencia y grandes almacenes en Ecuador incluyen bolsas de plástico de polietileno de alta densidad (HDPE) y bolsas de polietileno de baja densidad (LDPE). A lo largo de este documento, el término "bolsas de plástico" se refiere principalmente a las bolsas de HDPE tipo camiseta utilizadas en supermercados, tiendas de conveniencia, centros de venta ambulante y puntos de venta de alimentos.

Así mismo, este estudio hace referencia a las bolsas de plástico biodegradables conocida como “oxodegradables”. Las bolsas oxodegradables están compuestas de resinas plásticas y ciertos aditivos añadidos que promueven el proceso de degradación en presencia de luz natural y de calor. El consumidor no dispone de información completa del impacto ecológico de este producto. En términos de desempeño ambiental, se ha demostrado que las bolsas oxodegradables requieren un 10% menos de materia prima para producirse en comparación con las bolsas de HDPE (Edwards y Fry, 2011). Además, estas bolsas requieren un período mucho más corto para degradarse en el medio ambiente, en comparación con las bolsas de HDPE (Lewis, Verghese, y Fitzpatrick, 2010). Sin embargo, las bolsas oxodegradables al descomponerse en "microplásticos" los cuales generan otro nivel de afectación, al ser por ejemplo ingeridos por la vida marina (R. Thompson, Shan, Moore, y Saal, 2009). Al mismo tiempo, las bolsas oxodegradables no son gruesas ni duraderas y están diseñadas para ser utilizadas una sola vez, al igual que las bolsas de HDPE. Como consecuencia de esto, la complacencia del consumidor al pensar que una bolsa degradable se desintegra, a pesar de que no se elimina completamente, podría conducir a mayor consumo de bolsas de plástico y generar iguales o superiores tasas de producción de basura (Singapore Environment Council, 2013).

6.4. Metodología: Diseño de la encuesta y análisis estadísticos

De acuerdo con la literatura, MVC es una de las técnicas de valoración ambiental que se emplea para realizar estimaciones monetarias de los bienes y servicios ambientales, que las personas otorgan al recibirlos o evitarlos (Admed y Gotoh, 2006). En otras palabras, el objetivo

de la MVC es estimar el poder adquisitivo que las personas estarían dispuestas a renunciar por obtener una mejora en el medio ambiente. Esta metodología utiliza un cuestionario, en el que se dan situaciones hipotéticas sobre la mejora del medio ambiente a los consumidores, para estimar su DAP o su DAA (Orset et al., 2017).

La DAP de un consumidor depende de varios factores como por ejemplo, el ingreso económico, la escolaridad, la conciencia ambiental, el nivel de información, entre otros (Madigele, Mogomotsi, y Kolobe, 2017). No obstante, el problema central de la DAP es que los individuos pueden intencionalmente distorsionar sus respuestas adoptando una posición oportunista. Es decir, el consumidor puede cambiar su respuesta a la baja, por el temor a cargos posteriores, o a la inversa, dando valores muy altos para enfatizar su interés personal (Ibarrarán y Mayett, 2003). Por esta razón, es importante considerar que el MVC y DAP son en gran medida sesgados; estos sesgos están asociados a la información provista, la hipótesis y el punto de partida (Pearce y Turner 1990). En este sentido, el cuestionario se diseñó y probó como una entrevista previa a la encuesta principal. Este proceso de evaluación previa tuvo como objetivo verificar y ajustar las preguntas del cuestionario, para eliminar cualquier pregunta redundante y ambigüedad de estas.

La encuesta contiene preguntas cerradas y abiertas, y se plantean un total de 18 preguntas (Apéndice G). Las siete primeras hacen referencia a la información socio demográfica; información que se ha considerado necesario para conocer mejor el tipo de consumidor. A partir de la octava pregunta, se inicia la evaluación de los hábitos de compra y de la conciencia medioambiental de los consumidores. Las últimas preguntas hacen referencia a la disposición a pagar (DAP) un impuesto al uso de bolsas plásticas y la disposición a aceptar (DAA) un bien sustituto como bolsas reutilizables. En referencia a la estimación de la DAP el impuesto sobre bolsas de plástico, la técnica de MVC sugiere el uso de una situación hipotética. Para esto, se construyó una tabla de pago que proporciona las opciones de valores entre \$ 0.00 y \$0.30 céntimos de dólar con un intervalo de \$0.05 céntimos de dólar.

Para determinar el tamaño de la muestra se consideró la ecuación propuesta por Barlett (2001) y se utilizó la Población Económicamente Activa (PEA) del Ecuador en el período de Marzo 2019. Consecuentemente, el tamaño de la muestra sugerido es de 358 encuestados, con un nivel de confianza del 95%, y un margen de error del 0.05. La encuesta de este estudio para la recopilación de datos se realizó a nivel nacional de forma electrónica. Los encuestados objetivos consistieron en 238 personas ecuatorianas de entre 19 y 70 años de edad.

Para determinar si existe una variación con respecto al consumo de bolsas plásticas de un solo uso se utilizó dos criterios: los hábitos de clasificación de la basura y percepción de

problemas ambientales en el barrio de los encuestados. Mediante el uso de Chi Cuadrado de contingencia se evaluó si existe una relación de la conciencia ambiental respecto a género, edad, educación, empleo e ingresos de los encuestados. Valores de $p < 0.005$ indican que existe diferencias en la conciencia ambiental respecto a las variables mencionadas.

Así también el valor de la disposición a pagar de cada encuestado fue estimado mediante la ecuación DAP_i sugerida por Admed y Gotoh (2006), donde la disposición a pagar se define como: (1) $DAP_i = X'_i\beta + u_i$ dado que X'_i son las características de los individuos, β es el coeficiente de la característica y u_i es el término de error que normalmente se distribuye con media en cero. Para la DAA se planteo una pregunta cerrada, en función de una situación hipotética, donde se pregunta al consumidos si aceptarían el cambio de bolsas reutilizables y se utilizó la ecuación: $DAA_i = X'_i\beta + u_i$. Las características de los individuos evaluados en este trabajo, X'_i , fueron: género, edad, educación, ingresos y estatus laboral. Dado que las variables mencionadas son de naturaleza categóricas, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman; valores cercanos a 1 o -1 con $p < 0.005$ indican una correlación significativa.

Los datos de los individuos muestreados se analizaron utilizando el Paquete Estadístico SPSS (IBM SPSS, 2019) y los resultados de la encuesta se resumieron en porcentajes presentados en tablas de resumen.

6.5. Resultados y Discusión

6.5.1. Análisis variables demográficas

Como se ha mencionado anteriormente el primer grupo de preguntas recogen información general del encuestado y están resumidas en la Figura 1. En tal sentido, el 52.94% de los encuestados son mujeres, mientras que el resto son hombres (47.06%). Así mismo, los encuestados fueron clasificados en cuatro rangos de edad: el 33.6% tiene edades inferiores a 25 años, en menor porción, el 21.4%, tiene edades entre 26 y 31 años, 27.3% esta entre 32 y 37 años y el resto supera los 38 años (17.7%).

En cuanto a la formación, cabe mencionar que la mayoría de los individuos encuestados, 49.58%, tiene estudios universitarios o técnicos; el 30.25% cuentan con estudios de postgrado, y el porcentaje más bajo 20.17% finalizó educación secundaria. Por otra parte, un total de 64.56% de los encuestados se encuentra laborando a tiempo completo o a medio tiempo. El 23.63% son desempleados y están buscando trabajo, mientras que el 11.81% están desempleados sin buscar trabajado, en su mayoría corresponden a estudiantes universitarios. Del total de los encuestados, el 36.55% perciben ingresos inferiores a un salario básico unificado al mes (\$394 dólares). El 20.17% de encuestados perciben ingresos entre \$395 y \$788 dólares mensuales y el resto de

encuestados reciben ingresos superiores a tres SBU. Por otro lado, el 40.76% del total de encuestados considera que la acumulación de basura es el principal problema ambiental que perciben en su barrio. Finalmente, un alto porcentaje de los encuestados afirma que clasifica y separa frecuentemente la basura en su hogar (57.98%), el 15.97% indica que lo hace siempre.

Figura 1
Características socioeconómicas de los participantes



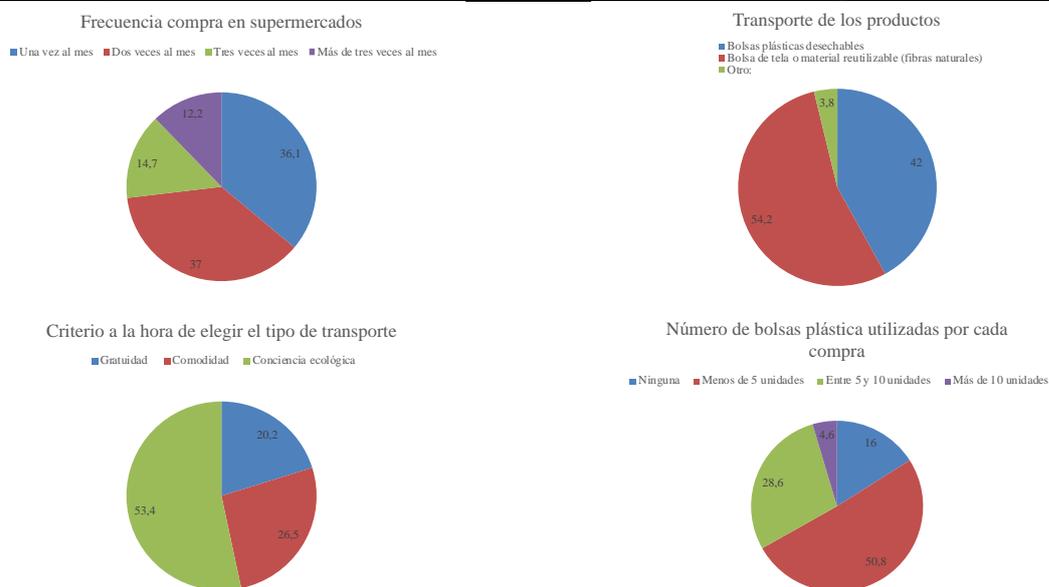
6.5.2. Prácticas y hábitos de los consumidores frente al uso de bolsas de plástico

En este apartado se analiza los hábitos de compra y el uso de las bolsas plásticas de los encuestados. Los resultados resumidos en la Figura 2 indican que del total de los encuestados, el

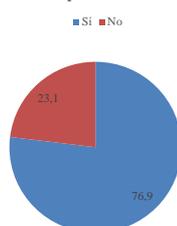
36.97% hace compras de mercado una vez al mes, un porcentaje similar, el 36.13% acude dos veces al mes y el restante de la muestra realiza más de dos veces compras al mes. Respecto al transporte de sus compras, la mayoría de encuestados (54.2%) utiliza en sus compras de supermercado bolsas de tela o material reutilizables, mientras el 42.02% emplea bolsas de plástico desechables y el restante 6%, otros materiales. En relación con el criterio de selección, un gran porcentaje de los encuestados (53.36%) indicaron que su criterio a la hora de definirse por esta opción son razones de conciencia ecológica. Por otro lado, el 20.17% de los encuestados consideran la gratuidad un factor de elección importante y el 26.47% eligió por comodidad a la hora de transportar sus compras (Figura 2).

Solamente el 15.97% de los encuestados no utiliza bolsas plásticas en una compra porque siempre usa una bolsa reutilizable. Los datos mostrados en la Figura 2 indican que la cantidad de bolsas de plásticos mayormente utilizadas en una sola compra es inferior a cinco unidades en el 50.84% de los casos. El 28.57% utiliza entre 5 y 10 unidades y el 4.62% indica que utiliza más de 10 bolsas plásticas en sus compras. Por último, en respuesta a los usos secundarios más frecuentes de las bolsas plásticas, el 73.53% de los encuestados asegura que usa las bolsas plásticas como bolsas para depositar los residuos generados en el hogar. El resto de los encuestados utiliza las bolsas plásticas para diferentes usos en el hogar.

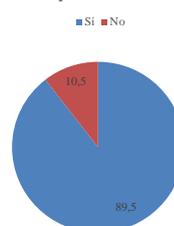
Figura 2
Prácticas y hábitos de los consumidores frente al uso de bolsas de plástico



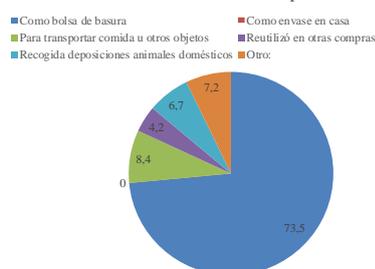
No gratuidad en la entrega de bolsas de plásticos en supermercados



Beneficio al dejar de usar bolsas de plástico en los supermercados



Usos Secundarios bolsas plásticas



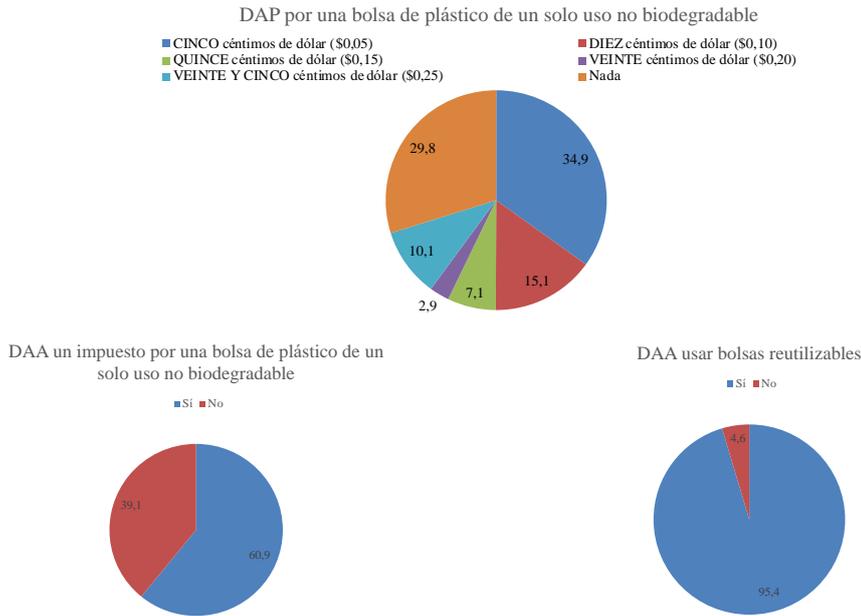
6.5.3. Análisis de DAP y DAA

En este último apartado se analizan cuestiones relacionadas con la opinión general de los encuestados respecto a la medida de implementar un impuesto a las bolsas plásticas de un solo uso. En la Figura 3 se observa que el 78% de los encuestados están de acuerdo con que los supermercados dejen de facilitar gratuitamente bolsas de plástico. Así mismo, el 89.5% de los encuestado cree que supone un beneficio dejar de usar bolsas de plástico en los supermercados. Del mismo modo, el 76.89% de la población encuestada está de acuerdo con que los supermercados dejen de entregar bolsas plásticas de un solo uso de forma gratuita. Sin embargo, el 69.92% de los encuestados estarían dispuestos a pagar un impuesto por cada bolsa de plástico no biodegradable y el porcentaje restante de los encuestados no estaría dispuesto a pagar y anhela que este tipo de bolsas se sigan facilitando sin repercusión económica sobre el consumidor.

Por otra parte, el precio que estarían dispuesto a pagar por una bolsa de plástico de un solo uso no biodegradable se resume en la Figura 3. Los resultados muestran que el 34.87% de los encuestados estaría dispuesto a pagar \$0.05 céntimos de dólar por cada bolsa plástica. No obstante, el 29.83% de los encuestados no pagaría por bolsas plásticas. Finalmente, los datos muestran un gran acuerdo entre los consumidores en el caso hipotético que si las tiendas de comestibles o supermercados empezaran a cobrar por cada bolsa de plástico en la caja registradora, la gran mayoría, (95.38%) de los encuestados, usaría bolsas reutilizables todo el tiempo.

Figura 3

Disposición a Pagar DAP y Disposición a Aceptar DAA impuesto a las bolsas plásticas



6.5.4. Análisis de contingencia y regresión lineal

El análisis de contingencia reveló que no existe una variación significativa en las variables de sexo, edad, nivel de educación e ingresos utilizadas para estimar la conciencia ambiental y la clasificación de los residuos, rechazando la hipótesis nula de variación en el criterio de conciencia ambiental. No obstante, los resultados obtenidos demuestran que existe una variación significativa con el criterio de clasificación de basura, e indica que las mujeres clasifican la basura con mayor frecuencia (Tabla 1). Esto concuerda con el estudio realizado por Mainieri, Barnett, Valdero, Unipan, y Oskamp (1997), en el cual señala que las mujeres hacen más compras de comestibles que los hombres y, como consecuencia, son más conscientes de los problemas ambientales asociados con varios productos, incluidas las bolsas de plástico.

Tabla 1
Resultados del análisis de contingencia de las variables demográficas. Valores de $p < 0.005$ indican que existe influencia de las variables indicadas en la conciencia ambiental.

	Chi	df	p
Conciencia Ambiental: Problema ambiental			
SEXO	3.817	4	0.43
EDAD	12.16	12	0.43
EDUCACIÓN	5.71	8	0.68
EMPLEO	11.49	12	0.48

INGRESOS	18.68	20	0.54
Conciencia Ambiental: Clasificación y separación de basura			
SEXO	10.74	4	0.03
EDAD	5.56	12	0.94
EDUCACIÓN	11.02	8	0.201
EMPLEO	11.86	12	0.46
INGRESOS	29.66	20	0.07

Nota: Análisis de la influencia de las variables demográficas en la conciencia ambiental, evaluada a través de las preguntas 8 y 9 de la encuesta presentada en el Apéndice G. Las tablas de contingencia están resumidas en los Apéndice H y Apéndice I.

Por otra parte, los modelos de regresión lineal indican que la DAP y DAA no están influenciadas por genero, edad, nivel de educación, ingreso, ni estatus laboral (Tabla 2). Sin embargo, se encontró una relación significativa entre la DAP y la situación hipotética de la no gratuidad de las bolsas plásticas en los supermercados y comercios. También, se encontró una relación significativa entre el criterio de conciencia ambiental (problemas ambientales que afectan a su barrio) y la DAP. En resumen, a pesar de que se detectó cierta conciencia ambiental entre los encuestados no hay una predisposición a reducir el consumo de bolsas plásticas a menos que exista una penalidad económica sobre su uso.

Tabla 2

Resultados del análisis de regresión lineal Disposición a Pagar DAP y Disposición a Aceptar DAA. Valores de $p < 0.005$ indican que existe relación de las variables listadas en el DAP y DAA

Correlación de Spearman (N=238)	DAP_PAGO		DAP_PRECIO	
	R	p	R	p
SEXO	-0.03	0.64	0.104	0.108
EDAD	-0.064	0.329	-0.002	0.97
EDUCACIÓN	-0.058	0.373	-0.034	0.607
INGRESOS	-0.11	0.089	0.06	0.357
LABORAL	0.054	0.41	-0.013	0.839
Problema ambiental identificado en su barrio	0.14	0.031	-0.144	0.026
Cobro de un valor de las bolsas plásticas	0.153	0.018	0.069	0.288

Nota: Análisis de la relación entre las variables demografías y la disposición a pagar y disposición a aceptar, evaluados a través de las preguntas 17 y 18 de la encuesta presentada en el Apéndice G. Elaboración propia

Por esta razón, el análisis DAP muestra que los consumidores estarían dispuestos a pagar \$0.05 céntimos de dólar por cada bolsa de plástico en Ecuador. No obstante, si el objetivo es cambiar el comportamiento de los consumidores sobre el uso de bolsas plásticas, el impuesto debe fijarse en una cantidad lo suficientemente alta para que la mayoría de consumidores se detenga a pensar y que los estimule a llevar sus propias bolsas reutilizables

para evitar pagar el impuesto (Convery et al., 2007). Por lo tanto, este trabajo propone un impuesto a las bolsas plásticas de \$0.30 céntimos de dólar. Este valor se fundamenta en la experiencia de Irlanda en establecer el PlasTax en seis veces más que el DAP. Si bien este rango es representativo económicamente para el consumidor, es inferior considerando la experiencia del gravamen irlandés de bolsas de plástico, que fue seis veces más alto que el DAP.

6.6. Simulación de un impuesto a las bolsas de plástico

El objetivo del presente trabajo es dar los lineamientos generales para la creación de una ley tributaria que regule el consumo de bolsas plástica desechables y se utilice como ejemplo para ampliar a otros productos plásticos de un solo uso y a envases descartables. Con esto en mente, se describen algunas características generales sobre la aplicación del impuesto y se realiza una simulación. En primer lugar, esta ley tendrá por finalidad contribuir en el mejoramiento de la calidad de vida de las personas que tiene derecho a gozar de un ambiente sano y equilibrado, reduciendo para ello el impacto ambiental de los desechos plásticos de un solo uso. Por esta razón, este impuesto grava la adquisición bajo cualquier título de bolsa plástica desechables, cuya finalidad sea cargar o llevar bienes enajenados por los establecimientos comerciales o de servicios que las distribuyan. En segundo lugar, el monto propuesto para este impuesto es de \$0.30 céntimos de dólar y se aplica por la adquisición unitaria de bolsas de plástico. Cabe mencionar que el valor propuesto para el impuesto a las bolsas plásticas es el resultado del análisis de disposición a pagar (DAP) de los consumidores. En tercer lugar, el sujeto del impuesto, en calidad de contribuyente, son las personas naturales o jurídicas que opten por adquirir bolsas plásticas desechables. Es así, que el nacimiento de la Obligación Tributaria se origina en el momento de la adquisición de las bolsas de plástico. Por último, los establecimientos comerciales o de servicios deben consignar en el comprobante de pago la cantidad de bolsas entregadas y la cuantía total del impuesto al consumo de las bolsas de plástico percibido, el cual no forma parte de la base imponible del impuesto general a las ventas.

En este mismo orden y dirección, esta investigación realizó dos escenarios de simulación (Tabla 3). En el escenario A no existe ningún cambio en el consumo de bolsas plásticas. Por otra parte, el escenario B se incorporó el cambio de comportamiento de los consumidores al reducir su demanda de bolsas plásticas y se asume que no existe evasión por parte de los agentes. Este cambio de comportamiento se fundamenta en los estudios realizados por Convery et al., 2007. Como se indico con anterioridad, los efectos del impuesto irlandés a las bolsas de plástico en el primer año de aplicación dieron como resultado una disminución del 90% en el uso de bolsas de

plástico en Irlanda. Los resultados del escenario B concuerdan con los objetivos de la Directiva UE2015/720, la cual tiene como meta reducir el consumo de bolsas plásticas ligeras a un máximo de 90 unidades por persona para finales del 2019 y a un máximo de 40 para finales del 2025, en los estados miembros.

Al mismo tiempo, se incluye la cantidad de bolsas plásticas que los ecuatorianos consumen per cápita. Según datos del Ministerio del Ambiente (MAE, 2018) cada ecuatoriano consume un promedio de 130 fundas tipo camiseta anualmente, es decir, más de 1 500 millones de bolsas plástico para almacenar las compras en un año. Este dato está corroborado con los datos obtenidos en la encuesta realizada en este estudio, donde el promedio de bolsas plásticas que cada encuestado utiliza en un año está entre 120 y 130 unidades. Es importante considerar, que el estudio de Martínez y Vicuña (2017), demostró que el numero de bolsas plásticas per cápita en Cuenca es de 244 unidades por persona, lo que sugeriría que el consumo nacional de bolsas plásticas puedes ser mucho mayor. Sin embargo, para efecto del modelo real, se mantuvo el valor establecido por el MAE (2018) que reporta un valor de consumo nacional.

Hechas las observaciones anteriores, el valor de recaudación para la simulación A es de 450 millones de dólares en el primer año de aplicación y para la simulación B es de 45 millones de dólares. En resumen, un impuesto a las bolsas plásticas desechables puede ser considerado como un impuesto ambiental porque la base imponible coincide con la sustancia contaminante y el monto del impuesto influye en el cambio de comportamiento de los contribuyentes en el sentido de consumir de forma responsablemente.

Tabla 3

Resultados de varios escenarios de simulación de un Impuesto a las bolsas plásticas

Descripción/simulación	A	B
Porcentaje de reducción en el consumo de bolsas plástica	0%	90%
Consumo per cápita de bolsas plásticas	130	13
Consumo anual de bolsas plásticas (en millones de unidades)	1500	150
Recaudación tributaria (millones de USD)	450	45

Nota: El escenario B se fundamenta en los estudios de Convery et al., 2007. El consumo de bolsas plásticas se lo obtiene de los datos del MAE

7. Conclusiones

La actividad económica demanda el uso intensivo de los recursos naturales del planeta y esto ha generado un deterioro en los ecosistemas y de los propios recursos. Tal como se ha explicado, la contaminación por desechos plásticos no tiene precedentes. Millones de toneladas métricas de este material se generan anualmente y se acumulan en ecosistemas terrestres y marinos en todo el mundo. Por esta razón, los desechos plásticos han llegado a estar presentes

en todos los rincones del planeta, sin excepción. En efecto, la mala gestión de los residuos plásticos está contaminando los océanos, bloquea los drenajes, causando inundaciones, contribuye a la transmisión de enfermedades y afecta el desempeño económico de las ciudades. Es por eso por lo que la reducción de desechos plásticos se ha convertido en uno de los desafíos ambientales más grandes de nuestros tiempos.

Favorablemente, durante estos últimos años la conciencia sobre la degradación ambiental ha ido tomando más relevancia dentro de la opinión pública, en especial la contaminación por plástico. Consecuentemente, tanto los gobiernos nacionales como locales y la sociedad han puesto más atención en este tema. Por un lado, los Estados han patrocinado políticas ambientales que regulen el comportamiento de los agentes económicos y del mismo modo, las personas han ido generando una mayor conciencia ambiental.

En este contexto, el presente trabajo resume un problema ambiental relacionado con los desechos plásticos y sus afectaciones en el ambiente y una posible solución a esta problemática mediante la aplicación de instrumentos económicos. La experiencia y la capacidad logradas por la implementación de una Reforma Fiscal Ambiental en los países europeos, ha demostrado como la política fiscal puede ser una herramienta eficaz para lograr ciertos objetivos medioambientales. Las lecciones aprendidas en estos casos facilitan el desarrollo de nuevas herramientas para la gestión de residuos sólidos, en especial plásticos de solo uso, en naciones que tienen de legislaciones ambientales en desarrollo, como es el caso de Ecuador.

En este propósito, es importante mencionar que una propuesta de reforma fiscal ambiental en el Ecuador tiene algunos obstáculos (ej. economía altamente dependiente de los recursos naturales) que se definen en la misma estructura económica y social del país. Sin embargo, la aplicación del impuesto Redimible Botellas Plásticas en el 2011, dejó algunas experiencias positivas importantes. En primer lugar, el reciclaje del plástico PET en el Ecuador se incrementó al punto de reciclarse la mayoría de las botellas plásticas producidas en el país e importadas. Segundo, el IRBP mostró que no siempre la finalidad tradicional de un impuesto es de proveer recursos para la caja fiscal. En este caso, la finalidad fue cambiar el hábito de las personas y promover una cultura de reciclaje.

Los datos recopilados por medio de una encuesta de valoración contingente y posteriormente analizados mediante análisis de regresión demostraron que los encuestados están dispuestos a aceptar un impuesto por cada bolsa de plástico que se entrega en supermercados y comercios. Al mismo tiempo, la mayoría de los encuestados están dispuestos a pagar \$0.05 céntimos de dólar por cada bolsa plástica y por último, los encuestados están dispuestos a aceptar llevar sus propias bolsas reutilizables cada vez que realicen compras. Es importante resaltar que

tanto la DAP y DAA fueron similares en el universo de encuestados, sin importar su condición socioeconómica, de modo que se espera que cualquier medida fiscal sugerida tendrá el mismo efecto en la población. Finalmente, este trabajo propone un impuesto a la venta de bolsas plásticas de un solo uso de 0.30 céntimos de dólar. La simulación B estima una recaudación de 45 millones de dólares en el primer año de aplicación y con una reducción del 90% de consumo de bolsas plásticas.

De todo esto se desprende que los resultados obtenidos en esta investigación pueden ser útiles para guiar las políticas públicas actuales con respecto al uso de plásticos de un solo uso. Se ha demostrado a través de este análisis empírico y verificado por hallazgos anteriores en Europa, que las tasas impositivas sobre las bolsas plásticas son muy elásticas. Es decir, que un impuesto por más pequeño que sea obtiene resultados efectivos cuando el objetivo deseado es una reducción en el consumo y uso de bolsas plásticas. En conclusión, un impuesto a las bolsas plásticas para reducir el consumo de plásticos de un solo uso en el Ecuador plantea una buena iniciativa para encaminar al país hacia una reforma fiscal ambiental integral y lograr un desarrollo sostenible. Al mismo tiempo, un impuesto ecológico cambia los patrones de consumo de la población y los obliga a ser consumidores responsables. La reforma fiscal ambiental contribuye a replantear los actuales sistemas de gestión de residuos sólidos en los centros urbanos. El poder empezar por bolsas plásticas que son de uso masivo y diario, representa un reto, al hacer que consumidores como productores tomen conciencia de sus actos y tengan conocimiento de como estos afectan al planeta.

Por último, este trabajo recoge las recomendaciones de Hogg et al., (2011) para implementar instrumentos económicos similares al gravamen de bolsas de plástico de Irlanda que se resumen a continuación: a) contar con alternativas claramente disponibles para los artículos que se aplicarán impuestos; b) realizar análisis continuos de la efectividad del impuesto para asegurar que no se erosione con el tiempo; c) consolidar un buen diseño del impuesto con suficiente flexibilidad para adaptarse a las condiciones cambiantes de la económica; d) implementar campañas de comunicación efectiva para anunciar la justificación del impuesto, antes de introducirlo. Así mismo, se toma en cuenta la guía de 10 pasos que plantea ONU Medio Ambiente (2018) que recomienda: a) enfóquese en los plásticos de un solo uso más problemáticos; b) considere las mejores acciones para enfrentar el problema (regulatorias, económicas, de concientización y voluntarias); c) evaluar los potenciales impactos sociales, económicos y ambientales; d) identificar e involucrar a los grupos de interesados clave (minoristas, consumidores, industrias, gobiernos locales, sociedad civil, entre otros); e) concientizar al público sobre los daños causados por los plásticos de un solo uso; f) promover

alternativas; g) incentivar a las industrias; h) utilizar los ingresos recaudados para maximizar el bienestar público; i) cumplir de manera eficaz la medida elegida; j) dar seguimiento y ajustar la medida elegida si es necesario, e informar al público sobre el progreso.

8. Referencias

- Acquatella, J., & Bárcena, A. (2005). *Política fiscal y medio ambiente Bases para una agenda común*. (CEPAL, Ed.), *Comisión Económica para América Latina y el Caribe* (LC/G.2274-). Santiago: CEPAL.
- Admed, S. U., & Gotoh, K. (2006). *Cost Benefit Analysis of Environmental Goods by Applying the Contingent Valuation Method. Some Japanese Case Studies*. Tokyo: Springer Tokyo.
- Almeida, M. D. (2014). Política fiscal en favor del medio ambiente en el Ecuador: estimaciones preliminares. *Cepal*, 75. Recuperado de http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/37433/S1420714_es.pdf?sequence=1
- Andrade, C. (2016). *Análisis del Impuesto Redimible a las Botellas Plásticas No Retornables en el Ecuador*. Universidad Andina Simón Bolívar.
- André, F., & Cerdá, E. (2005). Gestión de residuos sólidos urbanos: Análisis económico y políticas públicas. *Cuadernos económicos de ICE*.
- Baulch, S., & Perry, C. (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.050>
- Carrillo, P. (2018). Anuncio de reforma tributaria en Ecuador: evidencia desde los impuestos ambientales. *X-Pedientes Económicos*, 2, 6-19. Recuperado de http://ojs.supercias.gob.ec/index.php/X-pedientes_Economicos/article/view/25/7
- CEPAL. (2015). *Guía metodológica Instrumentos económicos para la gestión ambiental*. Santiago. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/37676-guia-metodologica-instrumentos-economicos-la-gestion-ambiental>
- CEPAL. (2019). *Panorama Fiscal de América Latina y el Caribe: Políticas tributarias para la movilización de recursos en el marco de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible*. Santiago. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/44516-panorama-fiscal-america-latina-caribe-2019-politicas-tributarias-la-movilizacion>
- Clapp, J., & Swanston, L. (2009). Doing away with plastic shopping bags: International patterns of norm emergence and policy implementation. *Environmental Politics*, 18(3), 315-332. <https://doi.org/10.1080/09644010902823717>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Convery, F., McDonnell, S., & Ferreira, S. (2007). The most popular tax in Europe? Lessons from the Irish plastic bags levy. *Environmental and Resource Economics*, 38(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10640-006-9059-2>
- Da Cruz, N. F., Ferreira, S., Cabral, M., Simões, P., & Marques, R. C. (2014). Packaging waste recycling in Europe: Is the industry paying for it? *Waste Management*, 34(2), 298-308. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.035>
- Dunn, J. (2012). Estimating Willingness to Pay for Continued Use of Plastic Grocery Bags and Willingness to Accept for Switching Completely to Reusable Bags. *All Graduate Theses and Dissertations*. Recuperado de <https://digitalcommons.usu.edu/etd/1282>
- Ekins, P., & Speck, S. (2011). *Environmental Tax Reform (ETR): A Policy for Green Growth*. *Environmental Tax Reform (ETR): A Policy for Green Growth*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199584505.001.0001>
- Ellen MacArthur Foundation. (2013). *Towards the circular economy. Opportunities for the consumer goods sector*.
- Ellen MacArthur Foundation. (2016). The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics. *Ellen MacArthur Foundation*.
- Fanelli, J. M., Jiménez, J. P., & López, I. (2015). *La economía política de la reforma fiscal ambiental en América Latina*. Santiago. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/39750>

- Fullerton, D., Leicester, A., & Smith, S. (2008). *Environmental Taxes*. Cambridge, MA. <https://doi.org/10.3386/w14197>
- Gago, A., & Labandeira, X. (1997). La imposición ambiental: fundamentos, tipología comparada y experiencias en la OCDE y España. *Hacienda Pública Española*, 139-219. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=38772>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Giacovelli, C. (2018). *Single-Use Plastic: A Roadmap for Sustainability*. United Nation Environment Programme.
- Gitlitz, J. (2013). *Bottled Up: Beverage Container Recycling Stagnates (2000-2010) Container Recycling Rates & Trends, 2013*. Container Recycling Institute. Culver City.
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., & Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0298>
- Hettich, F. (1998). Growth effects of a revenue-neutral environmental tax reform. *Journal of Economics/ Zeitschrift fur Nationalokonomie*, 67(3), 287-316. <https://doi.org/10.1007/BF01234647>
- INEC. (2017). *Módulo de Información Ambiental en Hogares 2017*. INEC. Recuperado de https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Hogares/Hogares_2017/DOC_TEC_MOD_AMBIENTAL_ENEMDU_2017.pdf
- IRR. (2015). *Reciclaje inclusivo y recicladores de base en el Ecuador* (1.ª ed.). (Iniciativa Regional para el Reciclaje Inclusivo, Ed.). Quito: Iniciativa Regional para el Reciclaje Inclusivo. Recuperado de <https://reciclajeinclusivo.org/wp-content/uploads/2016/04/Reciclaje-Inclusivo-y-Recicladores-de-base-en-EC.pdf>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jang, Y. C., Hong, S., Lee, J., Lee, M. J., & Shim, W. J. (2014). Estimation of lost tourism revenue in Geoje Island from the 2011 marine debris pollution event in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.021>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. The World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Latouche, S. (2012). Hecho para tirar: La irracionalidad de la obsolescencia programada. Recuperado 6 de septiembre de 2019, de <https://www.amazon.es/Hecho-para-tirar-irracionalidad-obsolescencia-ebook/dp/B07BDMSCFH>
- Laville, S., & Taylor, M. (2017). A million bottles a minute: world's plastic binge «as dangerous as climate change». Recuperado 8 de septiembre de 2019, de <https://www.theguardian.com/environment/2017/jun/28/a-million-a-minute-worlds-plastic-bottle-binge-as-dangerous-as-climate-change>
- Lewis, H., Verghese, K., & Fitzpatrick, L. (2010). Evaluating the sustainability impacts of packaging: the plastic carry bag dilemma. *Packaging Technology and Science*, 23, 145–160. <https://doi.org/10.1002/pts.886>
- Lorenzo, F. (2015). La economía política de la reforma fiscal ambiental en América Latina. *Estudios del Cambio Climático en América Latina*, 34. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/39782-la-reforma-fiscal-ambiental-america-latina>
- Madigele, P. K., Mogomotsi, G. E. J., & Kolobe, M. (2017). Consumer willingness to pay for plastic bags levy and willingness to accept eco-friendly alternatives in Botswana. *Chinese Journal of Population Resources and Environment*.

- <https://doi.org/10.1080/10042857.2017.1369243>
- Mainieri, T., Barnett, E. G., Valdero, T. R., Unipan, J. B., & Oskamp, S. (1997). Green buying: The influence of environmental concern on consumer behavior. *Journal of Social Psychology, 137*(2), 189-204. <https://doi.org/10.1080/00224549709595430>
- Maldonado, A. T. (2012). La complejidad de la problemática ambiental de los residuos plásticos : una aproximación al análisis narrativo de política pública en Bogotá. 2012.
- Martínez, A., & Vicuña, Z. (2017). *Estimación del consumo y tiempo de uso de fundas plásticas para el transporte de mercancías en los principales comercios de la ciudad de Cuenca, e impactos de la aplicación de medidas restrictivas*. Universidad del Azuay.
- Meyer, D., Ludewig, K., & Schlegelmilch, E. (2010). *Economic Instruments in the waste management sector: experiences from OECD and Latin American countries*. *Green Budget Germany*.
- Nattapat, P., Chanathip, P., & Jun, N. (2019). Estimating Willingness to Pay For Plastic Bag Waste Management in Bangkok, Thailand. *International Journal of Advances in Science Engineering and Technology, 7*(2321 –9009), 5.
- Njeru, J. (2006). The urban political ecology of plastic bag waste problem in Nairobi, Kenya. *Geoforum, 37*(6), 1046-1058. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.03.003>
- Oates, W. E. (1993). Pollution Charges as a Source of Public Revenues. En *Economic Progress and Environmental Concerns* (pp. 135-152). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-78074-5_6
- OCDE. (2001a). *Extended Producer Responsibility*. OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264189867-en>
- OCDE. (2001b). *Extended Producer Responsibility A Guidance Manual for Governments*. PARIS: OECD Publishing. <https://doi.org/doi.org/10.1787/9789264189867-en>.
- OCDE. (2008). *Promoting Sustainable Consumption. Good Practices in OECD countries*. Paris. Recuperado de <https://www.oecd.org/greengrowth/40317373.pdf>
- OCDE. (2012). *El sistema tributario, la innovación y el medio ambiente. El sistema tributario, la innovación y el medio ambiente*. México: Foro Consultivo Científico y Tecnológico. A.C, Mexico. <https://doi.org/10.1787/9789264208193-es>
- OECD. (2017). *The Organization for Economic Cooperation and Development. Perspectivas económicas de América Latina 2017. OECD publishing*. OECD. <https://doi.org/10.1787/leo-2017-es>
- Oliva, N., Rivadeneira, A., Serrano, A., Carillo, S., & Cadena, V. (2011). Impuestos Verdes : ¿ una alternativa viable para el Ecuador ? *Centro de Estudios Fiscales, CEF, 54*.
- Oliva, N., Serran, A., & Andino, M. (2010). ¿Es posible un impuesto Ecológico Socialmente Progresivo? Propuesta desde la Economía Ecológica. *Centro de Estudios Fiscales, 20*. Recuperado de https://cef.sri.gob.ec/pluginfile.php/16783/mod_page/content/184/2010-11.pdf
- Orset, C., Barret, N., & Lemaire, A. (2017). How consumers of plastic water bottles are responding to environmental policies? *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.034>
- Oueslati, W. (2014). Environmental tax reform: Short-term versus long-term macroeconomic effects. *Journal of Macroeconomics, 40*, 190-201. <https://doi.org/10.1016/j.jmacro.2014.02.004>
- Pearce, D., & Turner, K. (1992). Packaging waste and the polluter pays principle: a taxation solution. *Journal of Environmental Planning and Management, 35*, 5-15. <https://doi.org/10.1080/09640569208711905>
- Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H. S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., ... Tyler, P. A. (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095839>
- Pigou, A. (1932). *The Economics of Welfare*. London: Macmillan and Company. (Macmillan,

- Ed.), *Macmillan* (4.a ed.). London: Macmillan. Recuperado de http://files.libertyfund.org/files/1410/Pigou_0316.pdf
- Pires, A., Graça, M., & Chang, N.-B. (2011). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92, 1033-1050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>
- Poortinga, W., Whitmarsh, L., & Suffolk, C. (2013). The introduction of a single-use carrier bag charge in Wales: Attitude change and behavioural spillover effects. *Journal of Environmental Psychology*, 36, 240-247. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvp.2013.09.001>
- Quiroga, R. (2007). *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe*. CEPAL, NACIONES UNIDAS (Vol. 5).
- Raynaud, J., Richens, J. (Business journalist), Russell, A., United Nations Environment Programme., Plastic Disclosure Project., & Trucost (Firm). (2014). *Valuing plastic : the business case for measuring, managing and disclosing plastic use in the consumer goods industry*.
- Riera, P., García, D., Kristrom, B., & Brannlund, R. (2016). *Manual de economía ambiental y de los recursos naturales*. (Ediciones Paraninfo S.A., Ed.) (3.a ed.). Madrid: Ediciones Paraninfo S.A.
- Ritch, E., Brennan, C., & MacLeod, C. (2009). Plastic bag politics: modifying consumer behaviour for sustainable development. *International Journal of Consumer Studies*, 33(1470-6423), 168–174.
- Rivadeneira, A., & Oliva, N. (2011). Fiscalidad ambiental en Ecuador: ¿incentivos o desincentivos? *Centro de Estudios Fiscales, CEF, Documento*, 13.
- Roca, J. (1998). Fiscalidad ambiental y ‘reforma fiscal ecológica. *Cuadernos Bakeaz*, 27.
- Salusso, M. (2008). Environmental Regulation: The Native Forests, an Economic Vision. *MPRA Paper No. 16662*, (16662), 93.
- Samuelson, P., & Nardhaus, W. (2006). *Macroeconomía* (18.a ed.). Madrid: McGraw-Hill Interamericana.
- Seltenrich, N. (2015). New link in the food chain? Marine plastic pollution and seafood safety. *Environmental Health Perspectives*. <https://doi.org/10.1289/ehp.123-A34>
- Singapore Environment Council. (2013). *Identifying and mitigating the wastage and inefficient use of plastic bags in Singapore*. Singapore. Recuperado de www.sec.org.sg
- Strasser, S. (1999). *Waste and want: a social history of trash* (New York: Holt).
- The Economist Intelligence Unit. (2017). *Avances y desafíos para el reciclaje inclusivo: Evaluación de 12 ciudades de América Latina y el Caribe*. Nueva York.
- Thompson, R. C., Olson, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., ... Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Thompson, R., Shan, S., Moore, C., & Saal, F. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 4. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Tubau, X., Canals, M., Lastras, G., Rayo, X., Rivera, J., & Amblas, D. (2015). Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: The role of hydrodynamic processes. *Progress in Oceanography*. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.03.013>
- UNEP. (2005). Selection, Design and Implementation of Economic Instruments in the Solid Waste Management Sector in Kenya: The case of plastic bags. *UNEP-ETB, Geneva*, 175.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., ... Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1-9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>

WEF. (2006). The New Plastics Economy. *Physical Review B - Condensed Matter and Materials Physics*. <https://doi.org/10.1103/PhysRevB.74.035409>

Xanthos, D., & Walker, T. R. (2017). International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.048>

Apéndice A

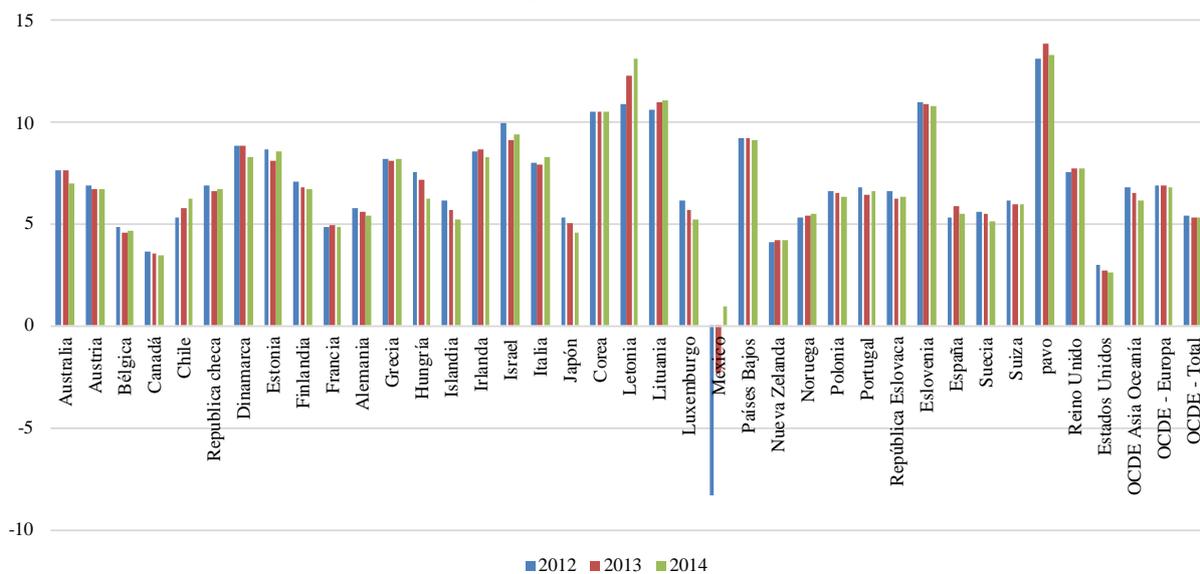
Principales resinas plásticas y sus aplicaciones en empaques de un solo uso

Tipo de plástico		Usos comunes
Tipo de plástico	PET	Botellas de bebidas gaseosas y aguas, recipientes para el suministro de líquidos de limpieza, bandejas para alimentos.
Tereftalato de Polietileno	HDPE	Botellas de leche, bolsas de congelador, bolsas de compra, recipientes de helado, botellas de jugo, champú, botellas de químicos y detergentes.
Polietileno de alta densidad	PVC	Envases cosméticos, envolturas comerciales
Cloruro de polivinilo	LDPE	Botellas de alimentos, envolturas, bolsas de basura.
Polietileno de baja densidad	PP	Platos de microondas, bolsas de papas fritas, tapas de botellas.
Policarbonato, Polipropileno	PS	Cajas de cd, tazas de estación de agua, cubiertos, platos y vasos desechables.
Poliestireno	EPS	Tazas de bebidas calientes de poliestireno espumoso, envases y bandejas de alimentos.
Otros	Otros	Botellas de enfriador de agua, películas flexibles, embalaje multilateral.

Nota: Adaptado de EllenMacArthurFoundation_TheNewPlasticsEconomy_Pages

Apéndice B

Ingresos de los impuestos ambientales como porcentaje de los ingresos fiscales

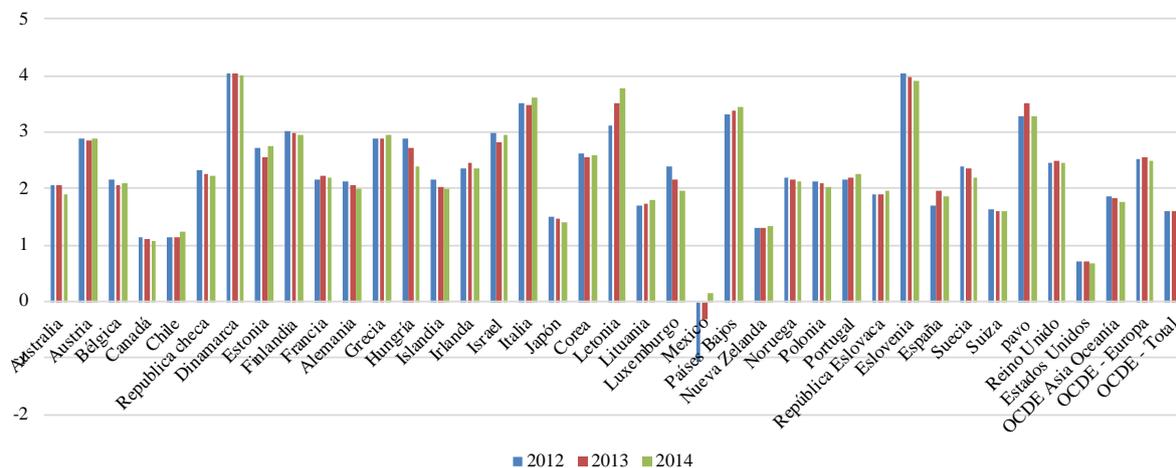


Nota: Ingresos de los impuestos ambientales como porcentaje de los ingresos fiscales. Base de datos de la OCDE/EEA o instrumentos de política ambiental.

https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ENV_ENVPOLICY#

Apéndice C

Ingresos de los impuestos ambientales como porcentaje del PIB



Nota: Ingresos de los impuestos ambientales como porcentaje del PIB Base de datos de la OCDE/EEA o instrumentos de política ambiental. https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ENV_ENVPOLICY#

Apéndice D

Impuestos ambientales en América Latina; 2010-2015 (En porcentaje del total de ingresos fiscales)

País	2011	2012	2013	2014	2015
Argentina	1.09	1.25	1.22	1.25	1.25
Bolivia	1.49	1.34	1.35	1.32	1.36
Brasil	0.00	0.00	0.63	0.65	0.00
Colombia	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00
Costa Rica	2.26	2.12	2.27	2.16	2.27
República Dominicana	2.24	2.19	2.01	1.97	1.44
Ecuador	0.94	1.94	1.84	1.8	1.7
El Salvador	0.45	0.44	0.44	0.44	0.49
Guatemala	0.72	0.76	0.9	0.83	0.93
Honduras	1.84	1.92	2.05	2.17	2.26
Nicaragua	1.24	1.24	1.27	1.29	1.3
Panamá	0.26	0.59	0.58	0.62	0.79
Paraguay	1.33	1.4	1.14	1.3	1.32
Perú	0.57	0.53	0.56	0.47	0.47
Uruguay	1.65	1.6	1.65	1.69	1.76
Venezuela	1.22	1.4	1.13	2.23	
OCDE América	0.63	0.59	0.65	0.68	0.79

Fuente: Base de datos de la OCDE/EEA o instrumentos de política ambiental.

https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ENV_ENVPOLICY#

Apéndice E

Impuestos ambientales en América Latina en porcentaje sobre el PIB

País	2011	2012	2013	2014	2015
Argentina	1.09	1.25	1.22	1.25	1.25
Bolivia	1.49	1.34	1.35	1.32	1.36
Brasil	-	-	0.63	0.65	-
Colombia	0.92	-	-	-	-
Costa Rica	2.26	2.12	2.27	2.16	2.27
República Dominicana	2.24	2.19	2.01	1.97	1.44
Ecuador	0.94	1.94	1.84	1.8	1.7
El Salvador	0.45	0.44	0.44	0.44	0.49
Guatemala	0.72	0.76	0.9	0.83	0.93
Honduras	1.84	1.92	2.05	2.17	2.26
Nicaragua	1.24	1.24	1.27	1.29	1.3
Panamá	0.26	0.59	0.58	0.62	0.79
Paraguay	1.33	1.4	1.14	1.3	1.32
Perú	0.57	0.53	0.56	0.47	0.47
Uruguay	1.65	1.6	1.65	1.69	1.76
Venezuela	1.22	1.4	1.13	2.23	-
OCDE América	0.63	0.59	0.65	0.68	0.79

Fuente: Base de datos de la OCDE/EEA o instrumentos de política ambiental.

https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ENV_ENVPOLICY#

Apéndice F

Recaudación Impuesto Redimible Botellas Plásticas no Retornable, 2012-2017

Año	Recaudación en miles de dólares
2012	14 867.92
2013	16 375.22
2014	22 237.54
2015	21 638.00
2016	28 243.65
2017	31 171.69

Nota: Base de datos Servicio de Rentas Internas

Apéndice G

Valoración Económica de bolsas plásticas de un solo uso (desechables)

Número	Pregunta
1	Género Masculino Femenino
2	¿Qué edad tienes?
3	¿En qué ciudad vives?
4	¿Cuál es el nivel escolar más alto que has completado? Escuela primaria Escuela secundaria Carrera técnica Carrera universitaria Posgrado
5	¿Cuál de las siguientes categorías describe mejor su situación laboral? Empleado/a, trabajando a tiempo completo Empleado/a, trabajando a tiempo parcial Desempleado/a, buscando trabajo Desempleado/a, SIN buscar trabajo Jubilado/a Con discapacidad, no puedo trabajar
6	¿Actualmente, estas afiliado/a o cubierto por? IESS, Seguro General IESS, Seguro voluntario Ninguno Otro:
7	¿Cuál de las siguientes categorías describe mejor tus ingresos personales del mes pasado? \$0 - \$394 \$395 - \$788 \$789 - \$ 1182 \$1183 - \$1576 \$1577 - \$2364 Más de \$2365
8	Dentro de los siguientes problemas ambientales, ¿cuál es el que más afecta a tu barrio? Contaminación visual: Publicidad, carteles, cables, antenas, postes Agua contaminada Ruidos excesivos Acumulación de Basura Contaminación del aire (smog)
9	En general, ¿con qué frecuencia clasificas y separas tu basura? Siempre Frecuentemente A veces Rara vez Nunca
10	En general, ¿con qué frecuencia haces compras de supermercado al mes? Una vez al mes Dos veces al mes Tres veces al mes Mas de tres veces al mes
11	En cuanto al transporte de los productos, ¿qué opción prefieres al realizar tus compras? Bolsas plásticas desechables Bolsa de tela o material reutilizable (fibras naturales) Otro:
12	¿Cuál es su criterio a la hora de definirte por esta opción? Gratuidad Precio Comodidad Conciencia ecológica
12	¿Cuántas bolsas de plástico (desechables) usas en la misma compra? Ninguna Menos de 5 unidades Entre 5 y 10 unidades Más de 10 unidades

- 13 ¿Cuáles es el uso secundario, más frecuente, de las bolsas plásticas (desechables) que reutilizas? Indique una opción
Como bolsa de basura
Como envase en casa
Para transportar comida u otros objetos
Reutilizó en otras compras
Recogida deposiciones animales domésticos
Otro:
- 14 ¿Te parece bien que los supermercados dejen de facilitar gratuitamente bolsas de plástico?
Sí
No
- 15 ¿Crees que supone un beneficio dejar de usar bolsas de plástico en los supermercados?
Sí
No
- 16 ¿Está dispuesto a pagar por una bolsa de plástico de un solo uso no biodegradable?
Sí
No
- 17 ¿Cuánto estarías dispuesto a pagar por una bolsa de plástico de un solo uso no biodegradable?
CINCO céntimos de dólar (\$0,05)
DIEZ céntimos de dólar (\$0,10)
QUINCE céntimos de dólar (\$0,15)
VEINTE céntimos de dólar (\$0,20)
VEINTE Y CINCO céntimos de dólar (\$0,25)
Nada
- 18 Si tu tienda de comestibles o supermercado comienza a cobrarte por bolsa de plástico en la caja, ¿cambiarías a usar bolsas reutilizables que traigas contigo desde tu casa?
Sí
No
-

Apéndice H

Tabla de contingencia

Dentro de los siguientes problemas ambientales, ¿cuál es el que más afecta a tu barrio?

Sexo	Femenino	Masculino	Total				
Acumulación de Basura	51	46	97				
Agua contaminada	8	3	11				
Contaminación del aire (smog)	26	24	50				
Contaminación visual	21	26	47				
Ruidos excesivos	20	13	33				
Total	126	112	238				
Edad	Menores de 25 años	Entre 26 y 31 años	Entre 32 y 37 años	Mayores de 38 años	Total		
Acumulación de Basura	34	27	22	14	97		
Agua contaminada	4	3	3	1	11		
Contaminación del aire (smog)	14	12	13	11	50		
Contaminación visual	15	4	18	10	47		
Ruidos excesivos	13	5	9	6	33		
Total	80	51	65	42	238		
Educación	Carrera universitaria	Escuela secundaria	Posgrado	Total			
Acumulación de Basura	47	20	30	97			
Agua contaminada	5	4	2	11			
Contaminación del aire (smog)	23	9	18	50			
Contaminación visual	23	8	16	47			
Ruidos excesivos	20	7	6	33			
Total	118	48	72	238			
Empleo	Desempleado/a, buscando trabajo	Desempleado/a, SIN buscar trabajo	Empleado/a, trabajando a tiempo completo	Empleado/a, trabajando a tiempo parcial	Total		
Acumulación de Basura	27	8	46	16	97		
Agua contaminada	3	3	2	3	11		
Contaminación del aire (smog)	7	6	27	10	50		
Contaminación visual	12	5	24	6	47		
Ruidos excesivos	7	6	15	5	33		
Total	56	28	114	40	238		
Ingresos	\$0 - \$394	\$1183 - \$1576	\$1577 - \$2364	\$395 - \$788	\$789 - \$1182	Más de \$2365	Total
Acumulación de Basura	37	8	7	22	16	7	97
Agua contaminada	6	1	1	1	2	0	11
Contaminación del aire (smog)	14	6	12	9	8	1	50
Contaminación visual	18	3	9	10	5	2	47
Ruidos excesivos	12	6	4	6	3	2	33
Total	87	24	33	48	34	12	238

Apéndice I

Tabla de contingencia

En general, ¿con qué frecuencia clasificas y separas tu basura?

Sexo	Femenino	Masculino	Total	
A veces	29	45	74	
Frecuentemente	38	26	64	
Nunca	10	11	21	
Rara vez	23	18	41	
Siempre	26	12	38	
	126	112	238	

Edad	Menores de 25 años	Entre 26 y 31 años	Entre 32 y 37 años	Mayores de 38 años	Total
A veces	24	16	20	14	74
Frecuentemente	23	12	18	11	64
Nunca	7	6	5	3	21
Rara vez	16	10	11	4	41
Siempre	10	7	11	10	38
Total	80	51	65	42	238

Educación	Carrera universitaria	Escuela secundaria	Posgrado	Total
A veces	39	15	20	74
Frecuentemente	33	15	16	64
Nunca	7	6	8	21
Rara vez	22	9	10	41
Siempre	17	3	18	38
Total	118	48	72	238

Empleo	Desempleado/a, buscando trabajo	Desempleado/a, SIN buscar trabajo	Empleado/a, trabajando a tiempo completo	Empleado/a, trabajando a tiempo parcial	Total
A veces	17	9	38	10	74
Frecuentemente	17	7	27	13	64
Nunca	9	2	9	1	21
Rara vez	8	6	21	6	41
Siempre	5	4	19	10	38
Total	56	28	114	40	238

Ingresos	\$0 - \$394	\$1183 - \$1576	\$1577 - \$2364	\$395 - \$788	\$789 - \$1182	Más de \$2365	Total
A veces	28	8	9	11	12	6	74
Frecuentemente	25	4	11	14	10	0	64
Nunca	11	3	1	2	4	0	21
Rara vez	14	6	7	7	6	1	41
Siempre	9	3	5	14	2	5	38
Total	87	24	33	48	34	12	238